



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

ANTONIO RICARDO MENDES BARROS

**AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS DE BIOMASSA GERADA EM
SISTEMAS DE LODO ATIVADO**

**CAMPINA GRANDE - PB
FEVEREIRO DE 2014**

ANTONIO RICARDO MENDES BARROS

**AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS DE BIOMASSA GERADA EM
SISTEMAS DE LODO ATIVADO**

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

ÁREA: ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

SUBÁREA: ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANITÁRIA

ORIENTADOR: PROF. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL

CAMPINA GRANDE - PB

FEVEREIRO 2014



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFPG

- B277a Barros, Antonio Ricardo Mendes.
Avaliação dos parâmetros cinéticos de biomassa gerada em sistemas de lodo ativado / Antonio Ricardo Mendes Barros. – Campina Grande, 2014.
103 f. : il. Color.
- Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
- "Orientação: Prof. Adrianus Cornelius Van Haandel".
Referências.
1. Sistemas de Lodo Ativado. 2. Constantes Cinéticas. 3. Respirometria.
I. Van Haandel, Adrianus Cornelius. II. Título.

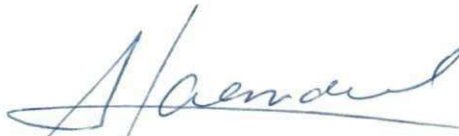
CDU 621.3043)

ANTONIO RICARDO MENDES BARROS

**AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS DE BIOMASSA GERADA EM
SISTEMAS DE LODO ATIVADO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 24 / 02 / 2014

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus C. van Haandel
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Orientador



Prof. Dr. Rui de Oliveira
Universidade Estadual da Paraíba - UEPB
Examinador Externo



Prof. Dr. Francisco Vieira Paiva
Universidade de Fortaleza - UNIFOR
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

FEVEREIRO 2014

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela constante presença e transmissão de forças em todos os momentos vivenciados nesta difícil jornada.

Aos meus pais, pelo incentivo, pelo amor e por toda a compreensão em todos os momentos.

Ao professor Adrianus C. van Haandel pela paciência e orientação.

Aos professores do Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, em especial a Rui de Oliveira pelo apoio imprescindível dado à realização desta pesquisa.

A Conceição de Sousa, pelo companheirismo durante todo o tempo da pesquisa.

Ao grupo da EXTRABES e do PROSAB, em especial a Heraldo e Elivânia pela amizade, conselhos e a troca de conhecimentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização de bolsa de mestrado.

Enfim, agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Sistemas de lodos ativados se diferenciam de outros sistemas de tratamento de esgotos, devido à sua capacidade de remover matéria orgânica e nutrientes com diferentes configurações, tais como sistemas em batelada sequenciais e de fluxo contínuo. A oxidação da matéria orgânica e o processo de nitrificação são fundamentais para a remoção de nitrogênio e matéria orgânica de águas residuais e são realizados por grupos de bactérias específicas, heterotróficas e autotróficas, respectivamente. O objetivo deste estudo foi avaliar a cinética desses grupos em três diferentes sistemas de lodos ativados. Reatores em Batelada Sequenciais (RBS) com um único reator e com reatores dedicados para nitrificação e desnitrificação, bem como um sistema de fluxo contínuo (UCT), foram montados e operados para determinar os parâmetros cinéticos da massa bacteriana: Taxa de Consumo de Oxigênio Específica (TCO_{esp}), constante de utilização do substrato (K_{ms}) e constante específica máxima de crescimento (μ_m) para as heterotróficas, e constante específica máxima de crescimento (μ_m) e constante de meia saturação (K_n) para as autotróficas, utilizando a respirometria para estas determinações. Foram avaliados os metabolismos autotrófico e heterotrófico no que diz respeito à influência das configurações dos sistemas (RBS – unitário, RBS-airlift e UCT). Os sistemas foram submetidos a duas fases, em que a composição das águas residuais mostrou diferenças no que diz respeito à concentração de material orgânico biodegradável e a carga orgânica. Os resultados mostraram diferenças de eficiência dos sistemas entre as etapas, tanto em termos de remoção de matéria orgânica como nutrientes. O metabolismo das bactérias heterotróficas mostrou diferenças nos valores cinéticos entre as etapas, enquanto que as autotróficas mostraram diferenças entre as configurações estudadas.

Palavras-chave: Sistemas de lodo ativado; Constantes cinéticas e Respirometria.

ABSTRACT

Activated sludge systems are different from other systems of biological sewage treatment due to their capacity to remove organic material and nutrients with different configurations such as continuous flow and sequential batch systems. The oxidation of organic matter and the nitrification process are key points for the removal of nitrogen and organic material from wastewater and are performed by specific bacteria groups, heterotrophic and autotrophic, respectively. The characterization of the kinetics of these groups in three different activated sludge systems was the aim of this study. Sequential batch reactors systems (RBS) with a single reactors and with dedicated reactors for nitrification and denitrification as well a flow through system (UCT) were assembled and operated to determine the kinetic parameters the bacterial mass: Specific Oxygen Consumption rate (SOUR), substrate consumption rate constant (K_{ms}) and maximum specific growth constant (μ_m) for the heterotrophic and, and the, maximum specific growth constant (μ_m) and half-saturation constant (K_n) for autotrophs. Respirometry was used for these determinations. The influence of the of system configurations (RBS - Unit, RBS - airlift and UCT) and operating conditions on the autotrophic and heterotrophic metabolism was evaluated. The systems were subjected to two stages in which the composition of the wastewater was different with respect to the concentration of biodegradable organic material and the organic loading rate. The results showed differences in efficiency between the stages systems, both in terms of removal of organic matter and nutrients. The metabolism of heterotrophic bacteria showed differences in the kinetic values between the stages, whereas autotrophics showed differences between the studied configurations.

Key – words: Activated Sludge Systems, Kinetic Constants and Respirometry.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II REVISÃO DE LITERATURA.....	20
Figura 2.1 Frações do material orgânico e utilização.....	21
Figura 2.2 Fluxograma básico de um sistema de lodo ativado.....	22
Figura 2.3 Esquema do metabolismo de bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio.....	23
Figura 2.4 Representação esquemática das formas e das reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado Fatores.....	28
Figura 2.5 Configuração e variantes do sistema UCT.....	39
Figura 2.6 Configuração do sistema Bardenpho convencional.....	39
Figura 2.7 Esquema de um ciclo de um RBS	40
CAPÍTULO III MATERIAL E MÉTODOS.....	43
Figura 3.1 Sistema de alimentação dos sistemas (captação, tratamento preliminar, equalização e distribuição).....	44
Figura 3.2 Bomba de drenagem utilizada para alimentação dos RBS's.....	44
Figura 3.3 Bomba dosadora para alimentação do UCT.....	44
Figura 3.4 Aeradores utilizados nos sistemas.....	45
Figura 3.5 Foto do sistema RBS- unitário.....	45
Figura 3.6 Esquema do sistema RBS – unitário.....	45
Figura 3.7 Foto do sistema RBS – airlift.....	46
Figura 3.8 Esquema do sistema RBS – airlift.....	46
Figura 3.9 Estrutura do sistema UCT.....	47
Figura 3.10 Tubos utilizados nos testes de sedimentabilidade.....	50
Figura 3.11 Equipamentos utilizados nos testes respirométricos.....	51

Figura 3.12	Respirograma com indicação de seus principais componentes.....	52
Figura 3.13	Respirograma para determinação das frações biodegradáveis de matéria orgânica.....	54
Figura 3.14:	Planilha Excel para determinar as áreas do consumo de oxigênio do material orgânico.....	55
Figura 3.15:	Respirograma para determinação do metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes.	56
Figura 3.16	Área do consumo de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica.	58
Figura 3.17	Área para o cálculo da constante de meia saturação do substrato.....	59
Figura 3.18	Área para o cálculo da constante de meia saturação do substrato.....	62
CAPÍTULO IV APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....		63
Figura 4.1	Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande - PB para caracterização das frações biodegradáveis afluentes.....	65
Figura 4.2	Fluxograma da composição do material orgânico do esgoto utilizado na primeira etapa	66
Figura 4.3	Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande - PB para caracterização das frações biodegradáveis afluentes da etapa II.....	67
Figura 4.4	Fluxograma da composição do material orgânico do esgoto utilizado na segunda etapa	68
Figura 4.5	Comportamento da concentração de sólidos- RBS- unitário.....	69
Figura 4.6	Comportamento da concentração de sólidos- RBS- airlift.....	69
Figura 4.7	Comportamento da concentração de sólidos- UCT.....	69
Figura 4.8	DQO afluente e efluente dos sistemas experimentais em função do período de monitoramento.....	71
Figura 4.9	Gráfico do comportamento das frações de nitrogênio – RBS - unitário.....	73
Figura 4.10	Gráfico do comportamento das frações de nitrogênio – RBS- airlift.....	73

Figura 4.11	Gráfico do comportamento das frações de nitrogênio – UCT.....	73
Figura 4.12	Respirograma para determinar o metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas.....	79
Figura 4.13	Perfil típico da TCO obtido com respirômetro na adição de duas cargas de substrato solúvel a uma batelada de lodo ativado de bactérias convencionais (adição de 2*60 mgDQO/L).....	81
Figura 4.14	Respirograma ilustrando o perfil da TCO obtido com respirômetro na adição de substrato de sódio com lodo do sistema RBS-airlift (25/06/13)..	81
Figura 4.15	Interpretação do perfil típico da TCO de lodo que tem bactérias heterotróficas.....	82
Figura 4.16	Curvas típicas de TCO para as nitrificantes e nitrificadoras.....	87

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II REVISÃO DE LITERATURA.....	20
Tabela 2.1 Valores típicos da composição do esgoto.....	20
Tabela 2.2 Valores cinéticos de utilização de material orgânico.....	26
Tabela 2.3 Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das <i>Nitrossomonas</i>	34
CAPÍTULO III MATERIAL E MÉTODOS.....	43
Tabela 3.1 Dimensões dos reatores do sistema UCT.....	47
Tabela 3.2 Parâmetros gerais de operacionalidade.....	48
Tabela 3.3 Ambientes de tratamento dos sistemas.....	49
Tabela 3.4 A frequência e os métodos analíticos para cada sistema.....	49
CAPÍTULO IV APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	63
Tabela 4.1 Composição do esgoto bruto tratado.....	64
Tabela 4.2 Cargas volumétricas aplicadas aos sistemas de lodo ativado na primeira etapa.....	66
Tabela 4.3 Composição do esgoto típico da segunda etapa.....	67
Tabela 4.4 Cargas volumétricas aplicadas aos sistemas de lodo ativado na segunda etapa.....	68
Tabela 4.5 Concentração SST do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS - unitário, RBS-airlift e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.....	70
Tabela 4.6 Concentrações de SSV do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS - unitário, RBS-airlift e UCT referentes às duas etapas de monitoramento....	71
Tabela 4.7 Concentrações de DQO afluente e efluente dos sistemas experimentais de referentes às duas etapas de monitoramento.....	72

Tabela 4.8	Concentrações de NTK afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	74
Tabela 4.9	Concentrações de amônia afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	74
Tabela 4.10	Concentrações de nitrito no efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	75
Tabela 4.11	Concentração de nitrato no efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	75
Tabela 4.12	Alcalinidade total afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	76
Tabela 4.13	Fósforo total afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	77
Tabela 4.14	Ortofosfato afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	77
Tabela 4.15	Constantes de sedimentabilidade na I Etapa.....	78
Tabela 4.16	Constantes de sedimentabilidade na II Etapa.....	79
Tabela 4.17	TCO _{end.} dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	83
Tabela 4.18	Lodo ativo (X_a) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	83
Tabela 4.19	TCO específica (TCO _{esp}) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	84
Tabela 4.20	Constante de utilização do substrato (K_{ms}) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	85
Tabela 4.21	Constante de crescimento (μ) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	85
Tabela 4.22	Concentração bactérias autotróficas nitrificantes (X_n), Taxa de nitrificação (r_n) e a constante de crescimento (μ_m) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	88
Tabela 4.23	Constante de meia saturação (K_n) para as bactérias nitrificantes dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.....	89
Tabela 4.24	Concentração de bactérias autotróficas nitrificadoras (X_n), Taxa de	

nitração (r_n) e a constante de crescimento (μ_m) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento..... 90

Tabela 4.25 Constante de meia saturação (K_n) para as bactérias nitradoras dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento..... 90

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

a:	Recirculação de licor misto
b_h :	Decaimento de bactérias heterotróficas (-1)
b_n :	Constante de decaimento (d^{-1})
C:	Carbono
C_r :	Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de DQO biodegradável aplicada por dia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
DQO	Demanda Química de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
$(dX_n/dt)_c$	Taxa de crescimento das bactérias nitrificantes ($mgSSV.L^{-1}.d^{-1}$)
$(dX_n/dt)_d$:	Taxa de decaimento das bactérias nitrificantes ($mgSSV.L^{-1}.d^{-1}$)
$(dX_n/dt)_e$:	Taxa de descarga de lodo de excesso ($mgSSV.L^{-1}.d^{-1}$)
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
f:	Fração de lodo orgânico decaído como resíduo endógeno
f_{cv} :	Produção de massa bacteriana ($gSSV/gDQO$)
f_n :	Fração de nitrogênio total Kjeldahl em lodo volátil
fra_{cat} :	Fração catabolizada
f_{up} :	Fração de DQO não biodegradável particulada
f_{us} :	Fração de DQO não biodegradável solúvel
IVL:	Índice volumétrico de lodo
k:	Constante de sedimentabilidade
K_m :	Constante de utilização específica máxima do substrato pelo lodo
K_{ms} :	Constante de utilização de substrato
K_o :	Constante de meia saturação ($mg OD. L^{-1}$),
K_n	Constante de meia saturação de Monod ($mgN.L^{-1}$)
K_{ss}	Constante de meia saturação
MN_d :	Fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação (mgN/d)
MN_f :	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl no lodo (mgN/d)
MN_o	Fluxo de nitrogênio oxidado ($mgN-NO_3^-$).
MN_{ta} :	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente (mgN/d)

MN_{te} :	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN/d)
MS_o :	Fluxo de DQO oxidado (mgDQO/d)
MS_{ta}	Fluxo de DQO afluente (mgDQO/d)
MS_{te}	Fluxo de DQO efluente (mgDQO/d)
MS_{X_v}	Fluxo de DQO no lodo (mgDQO/d)
μ :	Taxa específica de crescimento das autotróficas (d^{-1})
μ_m :	Constantes de crescimento específico das bactérias heterotróficas
μ_{max} :	Taxa específica máxima de crescimento das autotróficas (d^{-1})
N_c :	Fluxo da concentração de amônia nitrificada (mgN/d);
N :	Nitrogênio
N_{ta} :	Concentração de NTK afluente ($mgN.L^{-1}$)
N_{te} :	Concentração de NTK efluente ($mgN.L^{-1}$)
N_i :	Concentração de NTK para a produção de lodo de excesso ($mgN.L^{-1}$).
NTK	Concentração de nitrogênio total Kjeldahl ($mgN.L^{-1}$)
P:	Fósforo
OD:	Concentração de oxigênio dissolvido ($mgO_2.L^{-1}$)
OD_{inf}	Valor de oxigênio dissolvido de referência inferior ($mg.L^{-1}$)
OD_{sup}	Valor de Oxigênio dissolvido de referência superior ($mg.L^{-1}$)
pH:	Potencial hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Saneamento Básico
r_c	Taxa de crescimento de microrganismos
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
R_h :	Tempo de permanência do líquido (d)
$r_{n(nitri)}$:	Taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado ($mgNH_4/mgX_n/d$);
$r_{n(nitra)}$:	Taxa de utilização máxima do nitrito ($mgNO_2/mgX_n/d$).
r_n :	Taxa de nitrificação ($mgN.L^{-1}.d^{-1}$)
R_s :	idade de lodo (d)
R_{sm} :	Idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação
r_{max} :	Taxa máxima de consumo do substrato ($mgS/L/h$),
r_u :	Taxa de utilização do substrato
S:	Concentração de substrato (mg/L)
S_{ba} :	DQO biodegradável afluente (mg/L)

S_{bpa} :	DQO biodegradável particulada afluyente (mg/L)
S_{bsa} :	DQO biodegradável solúvel afluyente (mg/L)
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
S_{ta}	DQO total afluyente ($mg.L^{-1}$)
S_{ua}	DQO não biodegradável do afluyente ($mg.L^{-1}$)
S_{upa}	DQO não biodegradável e particulada do afluyente ($mg.L^{-1}$)
S_{usa}	DQO não biodegradável e solúvel do afluyente ($mg.L^{-1}$)
T	Tempo (h)
t:	Temperatura ($^{\circ}C$)
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)
TCO_n :	TCO total devido à nitrificação ($mgO_2/L/h$);
TCO_{end}	Taxa de consumo de oxigênio endógena ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)
TCO_{exo}	Taxa de consumo de Oxigênio exógena
TDH	Tempo de detenção hidráulica
u,c:	Índices que se referem à utilização e crescimento respectivamente
UCT:	<i>University of Cape Town</i>
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCEG	Universidade Federal de Campina Grande
VSZ	Velocidade de sedimentação em Zona (m/h)
X:	Concentração de microrganismos
X_a :	Concentração de lodo ativo ($mgSSV/L$)
X_e :	Concentração de resíduo endógeno ($mg.L^{-1}$)
X_i :	Concentração de lodo inerte ($mg.L^{-1}$)
X_n :	Concentração ativa das bactérias (X_m para autotróficas, mgX_m/L);
X_t :	Concentração de lodo ($gSTS/L$);
X_v :	Concentração de sólidos voláteis no licor misto ($mgSSV.L^{-1}$).
Y:	Coefficiente de rendimento das bactérias
Y_n :	Coefficiente de rendimento das autotróficas ($mgN.L^{-1}.d^{-1}$)
Θ	Coefficiente de influência da temperatura – Arrhenius

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	18
REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1 Esgotos Sanitários.....	20
2.2 Material orgânico.....	20
2.2.1 Metabolismo oxidativo das bactérias heterotróficas	23
2.2.2. Cinética de utilização do Material Orgânico.....	24
2.3 Material nitrogenado.....	27
2.3.1 Remoção biológica do material nitrogenado da água residuária.....	28
2.3.2 Cinética do processo de nitrificação.....	30
2.3.3 Fatores que influenciam o processo de nitrificação	34
2.4 Sistemas de lodo ativado.....	36
2.4.1 Sedimentabilidade	37
2.4.2 Configurações de sistemas de lodo ativado para remoção de nutrientes	38
2.5 Respirimetria.....	41
MATERIAL E MÉTODOS	43
3.1 Introdução	43
3.2 Descrição dos sistemas	43
3.2.1 Reator em Batelada Sequencial unitário (RBS - unitário)	45
3.2.2 Reator em Batelada Sequencial Air lift (RBS – Air lift).....	46
3.2.3 UCT (University of Cape Town)	47
3.3 Operacionalidade dos sistemas	48
3.4 Desempenho dos sistemas.....	49
3.4.1 Teste de sedimentabilidade	50
3.5 Testes respirométricos	51
3.5.1 Equipamentos de composição dos testes respirométricos.....	51
3.5.2 Procedimento de Determinação das frações biodegradáveis de DQO	53
3.5.3 Capacidade metabólica da bactérias aeróbias (heterotróficas e autotróficas)	56
3.5.4 Determinação via respirometria das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas	57
3.5.5 Determinação via respirometria das constantes cinéticas das bactérias autotróficas	60
APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	63

4.1 Introdução	63
4.2 Composição do esgoto e carga volumétrica.....	63
4.3 Desempenho dos sistemas.....	71
4.3.1 Sedimentabilidade dos sistemas	78
4.4 Testes respirométricos para determinação dos parâmetros cinéticos das bactérias heterotróficas e autotróficas	79
4.4.1 Metabolismo das bactérias heterotróficas	80
4.4.2 Metabolismo das bactérias autotróficas nitrificantes	86
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	92
5.1 Conclusões	92
5.2 Recomendações	94
CAPÍTULO VI.....	95
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
APENDICE A	99
APENDICE B.....	102
APENDICE C	103

INTRODUÇÃO

As atividades humanas são capazes de gerar efluentes contendo elevadas concentrações de material orgânico e nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Tais compostos, essenciais para a construção das macromoléculas de todo ser vivo, são capazes de ocasionar a poluição dos corpos d'água, devendo ser levados em consideração quando se realiza o tratamento de águas residuárias. O descarte de grandes quantidades de efluentes pode propiciar uma acelerada deterioração da qualidade das águas

Os processos de tratamento de efluentes que utilizam microrganismos para a decomposição da matéria orgânica e nutrientes, geralmente ocuparam posição de destaque, frente às múltiplas vantagens de caráter econômico associadas a estes processos. Os processos biológicos vêm sofrendo inovações não só nas variantes dos processos existentes como também na amplitude de suas aplicações, como é o caso dos sistemas de lodo ativado.

Os sistemas de lodo ativado se diferenciam dos demais sistemas de tratamento biológico de esgotos pela capacidade de remover de águas residuárias matéria orgânica, sólidos e nutrientes com diferentes configurações utilizando poucos requisitos de área. Os reatores em batelada sequenciais (RBS) diferentemente dos sistemas de fluxo contínuo são operados em ciclos contendo etapas distintas como enchimento, aeração, sedimentação, descarte do lodo e descarte do efluente. Além disso, esse tipo de sistema ainda se distingue na sua configuração, podendo ser constituído por apenas uma câmara (unitário) ou câmaras dedicadas (airlift). Em contrapartida, os sistemas contínuos realizam o tratamento com fluxo de esgoto constantemente utilizando diferentes ambientes, responsáveis por realizarem processos específicos.

Grande parte do lodo em sistemas de lodo ativado se compõe de bactérias heterotróficas (responsáveis pela oxidação da matéria orgânica) e bactérias autotróficas (responsáveis pela nitrificação). O metabolismo desses grupos de bactérias é avaliado através de constantes cinéticas e o conhecimento do valor numérico das mesmas é imprescindível, quando se deseja fazer projetos racionais de sistemas de lodo ativado, onde ocorra remoção de material orgânico e nitrogenado (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Dentre várias técnicas que podem ser utilizadas para a determinação do metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas, a respirometria destaca-se devido à velocidade na

resposta dos dados e à flexibilidade de aplicação na determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO), estabelecendo as taxas das reações.

Esta dissertação de mestrado trata de um estudo experimental em escala piloto, que teve como principal objetivo avaliar a cinética de três variantes do sistema de lodo ativado quanto à oxidação da matéria orgânica e ao processo de nitrificação. Os sistemas de lodo ativado investigados foram: dois sistemas em batelada, um de uma única câmara (RBS-unitário) e outro de câmara dedicada (RBS – airlift), e um sistema contínuo (UCT - University of Cape Town). Tendo como objetivos específicos:

- (1) Determinar os parâmetros cinéticos das bactérias heterotróficas: Taxa de Consumo de Oxigênio Específica (TCO_{esp}), taxa de consumo de substrato (K_{ms}) e constante de crescimento (μ_m);
- (2) Determinar os parâmetros cinéticos das bactérias autotróficas: taxa de nitrificação (r_n), constante de crescimento (μ_m) e constante de meia saturação (K_n). e
- (3) Avaliar a influência da configuração dos sistemas (RBS- unitário, RBS – airlift e UCT) e regime operacional sobre o metabolismo bacteriano heterotrófico e autotrófico nitrificante em relação às taxas específicas de crescimento.

Este trabalho divide-se em seis capítulos. O Capítulo 2 trata de uma revisão de literatura na qual são apresentados conceitos teóricos e citações sobre composição de esgoto sanitário, remoção do material orgânico e cinética das bactérias heterotróficas, remoção de nitrogênio e cinética das bactérias autotróficas nitrificantes, além de variantes de sistemas de lodo ativado e aplicação da respirometria em sistemas de lodo ativado.

No Capítulo 3, material e métodos, descreve-se a configuração e operação dos sistemas experimentais, sendo também descrito o respirômetro, sua operação e a descrição da execução dos testes respirométricos necessários para desenvolvimento da pesquisa.

A análise e a discussão dos resultados estão apresentadas no Capítulo 4. Esses resultados foram organizados em figuras e tabelas, com o objetivo de facilitar a avaliação dos sistemas operados e as características da atividade biológica dos lodos.

No Capítulo 5 expõem-se as conclusões dos resultados obtidos neste estudo, e as recomendações. A lista de referências bibliográficas encontra-se no Capítulo 6.

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Esgotos Sanitários

Os esgotos sanitários urbanos são constituídos essencialmente de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, água de infiltração, e ocasionalmente uma parcela não significativa de despejos industriais, tendo características bem definidas (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Os principais poluentes desses esgotos, capazes de desequilibrar os ecossistemas aquáticos, são a matéria orgânica, os sólidos e os nutrientes, estando o tratamento de esgoto vinculado a esses principais poluentes.

A composição da água residuária depende da sua origem. Convencionalmente, o esgoto doméstico possui padrões de concentrações específicos de parâmetros de qualidade de água como: matéria orgânica (DQO e DBO_{5,20}), nitrogênio (Total, amônia –NH₄, NO₂⁻, NO₃⁻) e fósforo (P-total e P- inorgânicos). Sendo também divididos em três categorias, esgoto forte, esgoto médio e esgoto fraco. A Tabela 2.1 resume essas principais concentrações, de acordo com Jordão e Pessôa (2011) e Metcalf e Eddy (2003).

Tabela 2.1: Valores típicos da composição do esgoto

	Unid.	Jordão e Pessôa (2011)			Metcalf e Eddy (2003)		
		Fraco	Médio	Forte	Fraco	Médio	Forte
DQO	mg/L	200	400	800	250	430	800
DBO _{5,20}	mg/L	100	200	400	110	190	350
N-Total	mg/L	20	40	80	20	40	70
NH ₄	mg/L	10	20	50	12	25	45
NO ₂ ⁻	mg/L	0	0,05	0,1	0	0	0
NO ₃ ⁻	mg/L	0,1	0,20	0,40	0	0	0
P- Total	mg/L	5	10	20	4	7	12
P- inorgânico	mg/L	3	6	13	3	5	8

Fonte: Jordão e Pessôa (2011) e Metcalf e Eddy (2003)

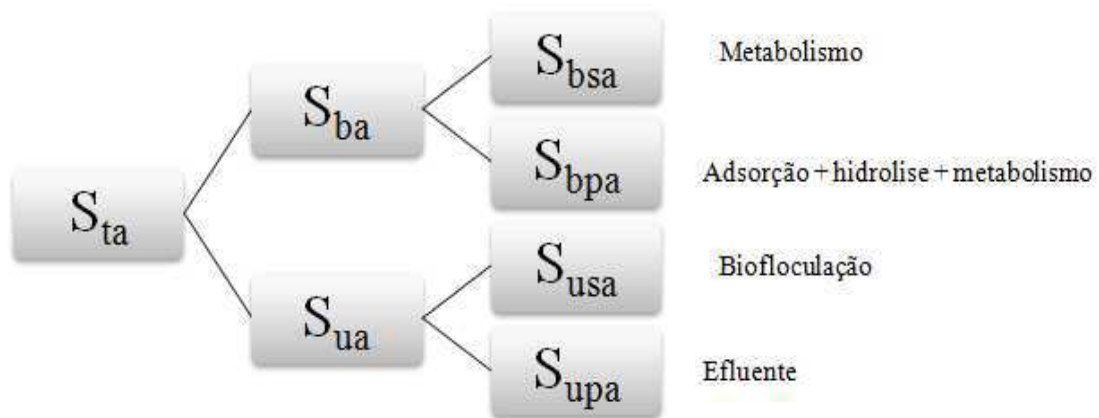
2.2 Material orgânico

Nas águas residuárias, encontra presente uma grande variedade de compostos orgânicos que pode estar na forma molecular ou em aglomerados ditos particulados e de microrganismos vivos, geralmente oriundos da própria água residuária.

O material orgânico afluente (S_{ta}) é dividido em duas frações: o material orgânico biodegradável (S_{ba}) que é metabolizada pela biomassa e a não biodegradável (S_{ua}) não consumida pelos microrganismos presentes no lodo ativado. Essas, por sua vez, são subdivididos em frações solúveis (S_{bsa} e S_{usa}) e particuladas (S_{bpa} e S_{upa}) (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012). A Figura 2.1 apresenta um esquema das frações do material orgânico em um sistema de lodo ativado.

A fração biodegradável e dissolvida é diretamente metabolizada, a fração biodegradável e particulada é adsorvida, hidrolisada para, em seguida, ser metabolizada, a fração não biodegradável e particulada é aderida ao lodo existente pelo processo de floculação e a fração não biodegradável e dissolvida sai juntamente com o efluente.

Figura 2.1: Frações do material orgânico e sua utilização



Fonte: adaptado de van Haandel e van der Lubbe (2012).

Transformando as subdivisões em frações, determina-se:

$$f_{us} = \frac{S_{usa}}{S_{ta}} \quad (2.1)$$

$$f_{up} = \frac{S_{upa}}{S_{ta}} \quad (2.2)$$

$$f_{sb} = \frac{S_{bsa}}{S_{ba}} \quad (2.3)$$

Sendo:

f_{us} = fração da DQO afluente não biodegradável solúvel;

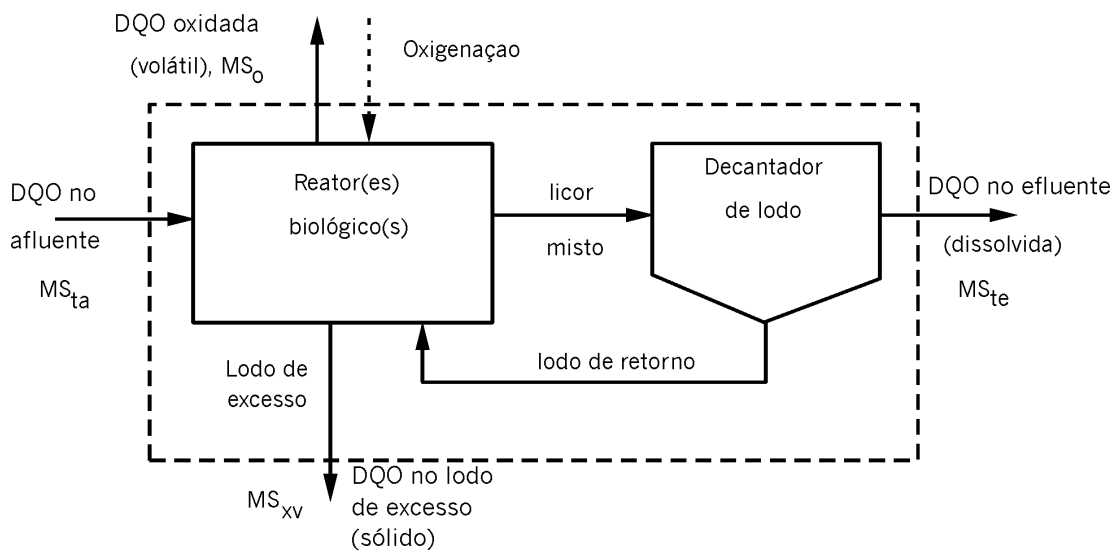
f_{up} = fração da DQO afluente não biodegradável particulada;

f_{sb} = fração dissolvida da DQO biodegradável do afluente.

De acordo com os autores supracitados, os valores das frações que compõem o material orgânico variam muito entre esgotos. Em Campina Grande – PB, foi encontrado $f_{us}=0,07$, $f_{up}=0,05$, $f_{sb}=0,25$ (COURA, 1983), na África do Sul $f_{us}=0,09$, $f_{up}=0,12$, $f_{sb}=0,25$ (MARAIS E EKAMA, 1976) para esgoto doméstico. E esgoto industrial de uma petroquímica $f_{us}=0,20$, $f_{up}=0,06$, $f_{sb}=0,25$ (NETO, 1994).

Quando se fala em sistema de lodo ativado, o material orgânico afluente (MS_{ta}) pode ter três destinos: o que não é removido da fase líquida e deixa o sistema junto com o efluente (MS_{te}); outra parte é transformada em lodo orgânico e deixa o sistema como lodo de excesso (MS_{Xv}); e a última é a fração restante oxidada para produtos inorgânicos gasosos (MS_o), como ilustrado na Figura 2.2.

Figura 2.2: Fluxograma básico de um sistema de lodo ativado



Fonte: van Haandel e Marais (1999).

Assim:

$$MS_{ta} = MS_{te} + MS_{Xv} + MS_o \quad (2.4)$$

Sendo:

MS_{ta} : fluxo de DQO afluente (mgDQO/d);

MS_{Xv} : fluxo de DQO no lodo (mgDQO/d);

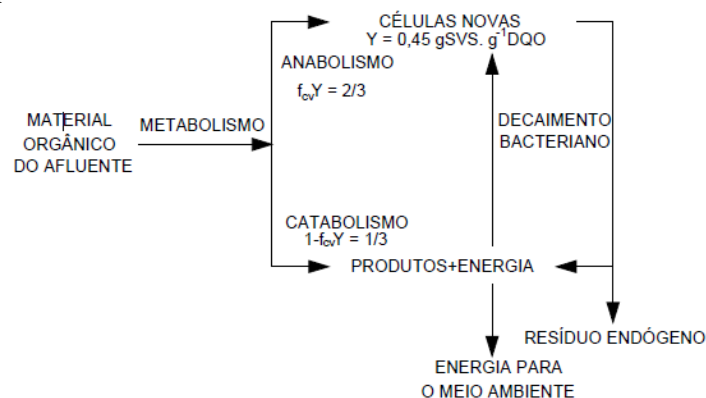
MS_{te} : fluxo de DQO efluente (mgDQO/d);

MS_o : fluxo de DQO oxidada (mgDQO/d).

2. 2.1 Metabolismo oxidativo das bactérias heterotróficas

No tocante aos microrganismos aeróbios heterotróficos, a oxidação do material orgânico é feita pelo oxigênio, por processos que envolvem a degradação da mesma: catabolismo, a assimilação para fins de obtenção de energia, e anabolismo que resulta na síntese de material celular. O esquema da Figura 2.3 mostra o metabolismo, de forma resumida, de utilização do material orgânico por bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio.

Figura 2.3: Esquema do metabolismo de bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio



Fonte: van Haandel e Marais (1999).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a fração de matéria orgânica utilizada no catabolismo pode ser medida pelo consumo de oxigênio dissolvido, pois estequiometricamente 1 grama de OD consumido equivale a 1 grama de DQO consumida, contudo, a síntese de novo material celular pode ser determinada pela fração de sólidos suspensos. Valores experimentais indicam que a produção da massa bacteriana no metabolismo oxidativo está na faixa de 0,35 a 0,52 gSSV.g⁻¹DQO, sendo 0,45gSSV.g⁻¹DQO um valor médio frequentemente usado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Tal proporção entre a massa microbiana sintetizada e a massa de DQO metabolizada é chamada de coeficiente de síntese celular ou de coeficiente de crescimento ou ainda, de coeficiente de rendimento de lodo, que tem como símbolo Y.

Foi estabelecido por Marais e Ekama (1976) que a DQO de uma unidade de massa de microrganismos (f_{cv}) tem valor médio de 1,48 mgDQO/mgSSV⁻¹. É possível calcular as frações levando em consideração as duas relações expostas na figura para anabolismo e catabolismo, respectivamente. Assim, $1,48 \times 0,45 = 0,67$ ou $2/3$ são sintetizados e $1 - 1,48 \times 0,45 = 0,33$ ou $1/3$ é oxidado.

Complementa-se esse cenário com uma parcela de lodo que, independente dos processos metabólicos, decai e é consumida e transformada em substâncias inorgânicas, sendo

produzido o chamado resíduo endógeno determinado por esses pesquisadores como $f = 0,2$.

De acordo com van Haandel e Marais (1999) o lodo de sistemas de lodo ativado é a parte constituída pelos sólidos em suspensão do licor misto (X_v) e é composto por duas frações básicas: lodo ativo, constituído pelos microrganismos atuantes no metabolismo de material orgânico, e lodo inativo, formado por material orgânico em suspensão que não exerce atividade metabólica. A concentração de lodo pode ser fracionada da seguinte forma:

$$X_v = X_a + X_e + X_i \quad (2.5)$$

Sendo:

X_a = concentração de lodo ativo (mgSSV/L)

X_e = concentração do resíduo endógeno (mgSSV/L)

X_i = concentração de lodo inerte (mgSSV/L)

A partir da composição do esgoto tratado e fatores operacionais, é possível estimar a concentração de sólidos suspensos do licor misto dos sistemas de lodo ativado e a concentração de lodo ativo, que estão apresentadas nas Equações 2.6 e 2.7.

$$X_v = [(1 - f_{us} - f_{up})(1 + f_{bh}R_s)C_r + f_{up}R_s/f_{cv}]S_{ta}/R_h \quad (2.6)$$

$$X_a = (1 - f_{us} - f_{up})C_r \cdot S_{ta}/R_h \quad (2.7)$$

Sendo:

b_h = decaimento das bactérias heterotróficas (0,24. 1,04^(t-20))

R_s = idade de lodo (d)

C_r = Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de DQO biodegradável aplicada por dia

R_h = tempo de permanência do líquido no sistema (d)

2.2.2. Cinética de utilização do Material Orgânico

2.2.2.1 Modelos matemáticos

A taxa de utilização do material orgânico é o fator fundamental para determinar a cinética para esse grupo de bactérias, pois determina a velocidade com que os processos de

síntese e oxidação ocorrem nos sistemas de lodo ativado.

Muitos autores, entre os quais van Haandel e Marais (1999), utilizam o primeiro e principal modelo cinético de metabolismo dos microrganismos desenvolvido por Monod (1948) para descrever a fermentação de açúcares de uvas por culturas puras de leveduras, resumida em dois segmentos. (1) A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é proporcional à taxa de utilização de substrato (Equação 2.8) e (2) A concentração do substrato influencia na taxa de utilização desse substrato (Equação 2.9).

$$r_c = \left(\frac{dX}{dt}\right) c = Y \cdot r_u = -Y \left(\frac{dS}{dt}\right) u \quad (2.8)$$

Sendo:

r_c = taxa de crescimento de microrganismos

X = concentração de microrganismos

S = concentração do substrato

Y = Fator de crescimento do lodo

u, c = índices que se referem à utilização e crescimento respectivamente

$$r_u = \left(\frac{K_m \cdot S}{S + K_m}\right) \cdot X \quad (2.9)$$

Sendo:

r_u = taxa de utilização do substrato

K_m = Constante de utilização específica máxima do substrato pelo lodo

K_{ss} = constante de meia saturação

Sendo assim, o crescimento bacteriano pode ser descrito da seguinte forma:

$$\left(\frac{dX}{dt}\right) c = Y \cdot \left(\frac{K_m \cdot S}{S + K_m}\right) \cdot X = \mu_m \left[\frac{S}{(S + K_{ss})}\right] \cdot X \quad (2.10)$$

μ_m = constante de crescimento dos microrganismos

O modelo desenvolvido por Monod não leva em consideração os efeitos inibidores, tanto pelo substrato quanto pelo produto, dessa forma, outros modelos também foram desenvolvidos com o intuito de mostrar particularidades como essas. São esses os casos de

Teissier, Moser e Contois e Fujimoto, além de vários outros (SCHMIDELL, 2001; FOGLER, 2009).

$$\text{Teissier : } \mu_x = \mu_m \left(1 - e^{-\frac{S}{K_s}} \right) \quad (2.11)$$

$$\text{Moser: } \mu_x = \mu_m \frac{S^n}{K_n + S^n} \quad (2.12)$$

$$\text{Contois e Fujimoto: } \mu_x = \mu_m \frac{S}{K_n \cdot X + S} \quad (2.13)$$

Na Tabela 2.2 são observados os valores típicos das constantes de crescimento específico das bactérias heterotróficas (μ_m), as constantes de utilização (K_{ms}) e de meia saturação (K_{ss}) de Monod.

Tabela 2.2: Valores cinéticos de utilização de material orgânico

Coeficiente Cinéticos	Esgoto doméstico	Referências
μ_m (d ⁻¹)	3,7	LAWRENCE E MCCARTY (1970) <i>apud</i> BAILEY E OLLIS, (1977).
	2,4-7,2	HORAN (1990).
	1,5-5,0	METCALF E EDDY (2003)
K_{ms} (mgDQO/L)	20,0	DOLD <i>et al.</i> (1980)
	6,9	BUENO (2011)
K_{ss}	22,0	LAWRENCE E MCCARTY (1970) <i>apud</i> BAILEY E OLLIS (1977).
	5	DOLD ET AL. (1980) <i>apud</i> VAN HAANDEL (2006).
	1,0-5,0	METCALF E EDDY (2003)

Fonte: Adaptado de van Haandel e Marais (1999) e Metcalf e Eddy (2003).

O crescimento e o decaimento microbiano estão diretamente ligados à cinética das reações. O primeiro está geralmente associado a estequiometria da utilização do substrato e o decaimento bacteriano é normalmente definido como uma simplificação de todos os fenômenos de redução da biomassa que acontece paralelamente e independentemente do primeiro processo, sendo gerado assim o resíduo da própria biomassa denominado, endógeno.

2.2.2.2 Influência da Temperatura

Dentre os fatores ambientais a temperatura é o que mais tem influência sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas, afetando as taxas de oxidação da matéria carbonácea. Em geral, as taxas da maioria das reações químicas e bioquímicas aumentam com a temperatura. Nas reações biológicas, a tendência de aumento das taxas mantém-se até certa temperatura ótima. Acima dessa temperatura, a taxa decresce devido, provavelmente, à destruição de enzimas a temperaturas mais elevadas.

Quanto mais alta a temperatura, mais rápido será o decaimento de lodo ativo no sistema de lodo ativado e, portanto, maior o consumo de oxigênio para respiração endógena e, conseqüentemente, menor será a produção de lodo de excesso (PORTO, 2007).

De acordo com van Haandel e van der Lubbe (2012) a constante de utilização de substrato (K_{ms}) tem valor típico de 20 mgDQO/L, como foi apresentado na Tabela 2.2, e tem um fator de relação para cada grau de temperatura de $1,2^{(t-20)}$. Segundo Arceivala (1981) os fatores de dependências da temperatura variam na faixa de 1,07 a 1,25.

2.3 Material nitrogenado

Os esgotos sanitários são compostos também por nitrogênio pois estes estão presentes em fezes e urina. Sua forma pode variar da seguinte maneira: nitrogênio orgânico (N-Orgânico), nitrogênio amoniacal (íon e gás, NH_4^+ e NH_3), nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$). De acordo com van Haandel e Marais (1999), em esgotos sanitários, a concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) é na faixa de 40 a 60 mgN/L, com 75% de nitrogênio amoniacal e 25% de nitrogênio orgânico, aproximadamente.

As frações nitrogenadas deixam o sistema de lodo ativado sob três formas: como material sólido no lodo de excesso, como material dissolvido no efluente ou como nitrogênio gasoso para a atmosfera (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012). A Equação 2.14 apresenta o resumo das massas nitrogenadas.

$$MN_{ta} = MN_I + MN_{te} + MN_d + MN_o \quad (2.14)$$

Sendo:

MN_{ta} : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente (mgN/d);

MN_I : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl no lodo (mgN/d);

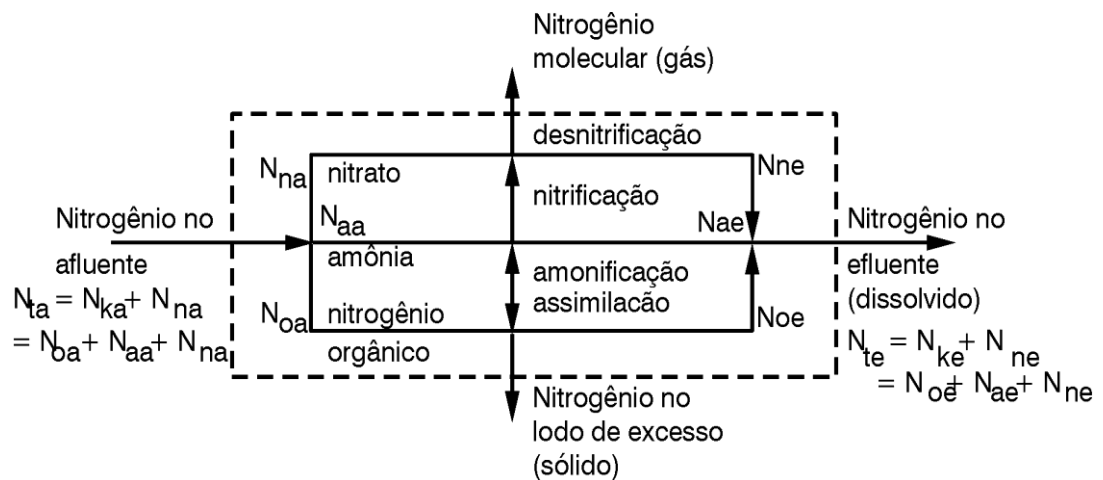
MN_{te} : fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN/d);

MN_d : fluxo de desnitrificação (mgN/d);

MN_o = fluxo de nitrogênio oxidado (mgN-NO₃⁻/d).

A Figura 2.4 ilustra o esquema das formas e das reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado, de acordo com van Haandel e Marais (1999).

Figura 2.4: Representação esquemática das formas e das reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado

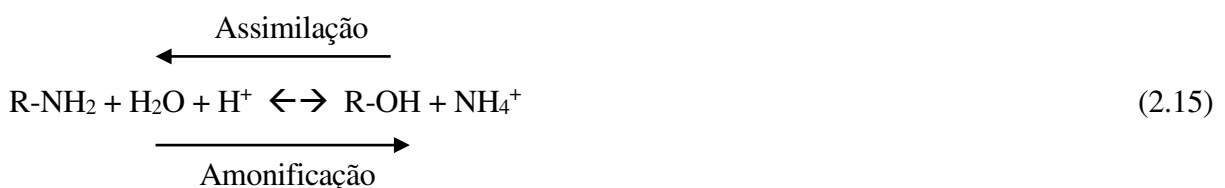


Fonte: van Haandel e Marais (1999).

2.3.1 Remoção biológica do material nitrogenado da água residuária

2.3.1.1 Amonificação

A amonificação é a conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal por meio de atividades de microrganismos e suas enzimas, em ambientes anaeróbios, apenas com utilização de água (H₂O) e íons de hidrogênio (H⁺), resultando em hidroxila (OH⁻) e amônio (NH₄⁺). Com isso, a reação pode ocorrer na própria rede coletora de esgoto, em sistemas com tratamento primário, ou em reatores anaeróbios, nos quais a maioria dos compostos nitrogenados presentes no esgoto é convertida a NH₃ e NH₄⁺ (SILVA FILHO, 2009). A Equação 2.15 mostra a reação entre esses elementos no processo de amonificação, ou, no sentido contrário, mostra também o NH₄⁺ se transformando em nitrogênio orgânico



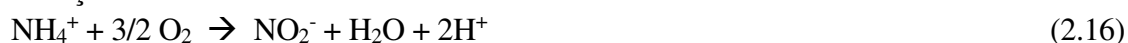
2.3.1.2 Nitrificação

A remoção de nitrogênio da água é considerada uma das maiores preocupações nos processos de tratamento de águas residuárias. Por esse motivo, a nitrificação é considerada como uma etapa limitante do processo de remoção de nitrogênio em águas residuárias, uma vez que o processo de desnitrificação é subsequente a ele (WANG *et al.*, 2005)

A nitrificação é realizada pela ação de vários grupos de bactérias, as do gênero *Nitrosomonas* são responsáveis pela nitritação, isto é, a oxidação da amônia a nitrito e as do gênero *Nitrobacter*, promovem a conversão do nitrito a nitrato, etapa denominada nitratação (METCALF e EDDY, 2003). Comparado ao crescimento das bactérias heterotróficas convencionais, consumidoras de matéria orgânica, as bactérias autotróficas nitrificantes demoram um tempo maior para o seu desenvolvimento.

As etapas do processo nitrificante estão descritas a seguir:

(1) Geração de nitrito



(2) Geração de nitrato



(3) Reação global



De acordo com a estequiometria das reações (2.17) e (2.18), pode-se verificar que a massa de oxigênio necessária para completar essas reações é de 4,57 gO₂/gN oxidado, sendo 3,43 g de O₂ necessária para a oxidação do nitrogênio amoniacal e 1,14 g para a oxidação do nitrito.

Um fator de relevante importância é o consumo de alcalinidade nessa etapa, pois são gerados íons de hidrogênio que fazem com que haja a diminuição do pH a valores que interferem no processo. Neste caso, a falta de alcalinidade pode ser suprida por fontes externas ou pela associação de processos como a amonificação e a desnitrificação (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

2.3.1.3 Desnitrificação

A etapa subsequente à nitrificação é a desnitrificação, quando se refere ao processo convencional de remoção de nitrogênio. Neste processo, bactérias heterotróficas facultativas, entre as quais se destacam as pertencentes ao gênero *Pseudomonas*, reduzem o nitrato a nitrogênio molecular. É um processo de grande importância, visto que, consistindo em uma etapa integrante do processo de remoção de nitrogênio de efluentes líquidos, contribui para mitigar os diversos danos causados por esse elemento nos corpos d'água (BASSIM, 2008).

A desnitrificação é realizada, na sua maioria, por bactérias que utilizam o oxigênio e, na falta deste, reduzem nitrato num ambiente denominado anóxico. O termo anóxico refere-se a uma via metabólica oxidativa sem utilização do oxigênio (METCALF e EDDY, 2003). A redução do nitrato ocorre em etapas sequenciais, conforme representada na Equação 2.19. No decorrer desse processo de transformação de NO_3^- para N_2 , passando pelos óxidos gasosos, o estado de oxidação do nitrogênio passa de +5 para 0, sendo que, normalmente, os passos intermediários são rápidos e, na prática, se obtém a redução de nitrato praticamente só para nitrogênio molecular.



Nessa redução de nitrato o doador de elétrons, pode ser a matéria orgânica, podendo originar-se do afluente (esgoto), do material celular bacteriano (respiração endógena) e de fonte externa exógena de carbono, por exemplo, acetato ou metanol (SANTOS, 2009).

2.3.2 Cinética do processo de nitrificação

De acordo com Downing et al. (1964) *apud* van Haandel e van der Lubbe (2012), a taxa de crescimento líquido das bactérias nitrificantes é o resultado da taxa de crescimento bruto subtraída da taxa de decaimento; quando em condições estacionárias, será igual à taxa de descarga de lodo de excesso.

$$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) l = \left(\frac{dX_n}{d_T}\right) c + \left(\frac{dX_n}{d_T}\right) d + \left(\frac{dX_n}{d_T}\right) e \quad (2.20)$$

Onde :

$$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) c = Y \cdot r_u = \mu X_n = \mu_{max} X_n \left[\frac{Na}{(Na+K_n)}\right] \quad (2.21)$$

$$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) d = -b_n X_n \quad (2.22)$$

$$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) e = - \frac{X_n}{R_s} \quad (2.23)$$

Em que:

$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) c$: taxa de crescimento das bactérias nitrificantes ($\text{mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) d$: taxa de decaimento das bactérias nitrificantes ($\text{mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

$\left(\frac{dX_n}{d_T}\right) e$: taxa de descarga de lodo ($\text{mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

r_n : taxa de nitrificação ($\text{mgN.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$); μ : taxa específica de crescimento das autotróficas (d^{-1});

μ_{max} : taxa específica máxima de crescimento das autotróficas (d^{-1}); b_n : constante de decaimento (d^{-1}); K_n : constante de meia saturação de Monod (mgN.L^{-1}); Y_n : coeficiente de rendimento das autotróficas ($\text{mgN.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$); R_s : idade de lodo do sistema (d).

O coeficiente de rendimento (Y_n) é o fator de conversão do nitrogênio introduzido no sistema em biomassa autotrófica. De acordo com van Haandel e van der Lubbe (2012), o coeficiente de rendimento das bactérias autotróficas nitrificantes é $0,1 \text{ mgX}_n/\text{mgN-NH}_4^+$. para as nitrificadoras o coeficiente é $0,04 \text{ mgX}_n/\text{mgN-NO}_2^-$ (WIESMANN, 1994).

Levando em consideração que a concentração de amônia disponível para nitrificação é maior que a concentração limitante ou constante de meia saturação (K_n) o único fator limitante para o crescimento das bactérias nitrificantes é a idade de lodo, sendo assim pode-se dizer que a idade de lodo mínima (R_{sm}) pode ser calculada:

$$R_{sm} = \frac{1}{\mu_m + b_n} \quad (2.24)$$

A capacidade de nitrificação é o resultado do material nitrogenado disponível para a realização da nitrificação, uma vez que parte do material não é oxidada e outra é utilizada para a produção de lodo:

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_l \quad (2.25)$$

Sendo:

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

N_{te} : concentração de NTK efluente (mgN.L^{-1});

N_l : concentração de NTK para a produção de lodo de excesso (mgN.L^{-1}).

Em que N_1 é calculada por:

$$N_1 = \frac{f_n X_v R_h}{R_s} \quad (2.26)$$

Sendo:

f_n : fração de nitrogênio em lodo volátil = $0,1 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ SSV}$;

X_v : concentração de sólidos voláteis no licor misto ($\text{mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$).

A concentração das bactérias autotróficas foi determinada da seguinte forma:

$$X_n = \frac{Y_n R_s N_c}{(1 + b_n R_s) R_h} \quad (2.27)$$

Sendo:

R_s : idade de lodo (d);

N_c : fluxo da concentração de amônia nitrificada (mgN/d);

b_n : constante de decaimento para as $B_N = 0,04 * 1,04^{(t-20)}$, onde t é a temperatura de operação (d^{-1});

R_h : tempo de permanência (d);

A constante de crescimento específico (μ_{\max}) depende da determinação da taxa de nitrificação (r_n), da concentração de bactérias nitrificantes no reator (X_n) e da capacidade de nitrificação no reator (N_c):

$$\mu X_n = \mu_{\max} X_n \left[\frac{N_c}{(N_c + K_n)} \right] \quad (2.28)$$

Para $N_c > K_n$,

$$\mu_{\max} = \frac{(Y * r_{\max})}{X_n} \quad (2.29)$$

Sendo:

X_n : concentração ativa das bactérias (X_n para autotróficas, mgX/L);

Y : coeficiente de rendimento das bactérias ($0,1 \text{ mgX}_n/\text{mgN-NH}_4^+$ para nitrificantes e $0,04 \text{ mgX}_n/\text{mgN-NO}_2^-$);

r_{\max} : taxa máxima de consumo do substrato (mgS/L/h), determinada através da TCO.

A taxa de nitrificação para os dois grupos de bactérias atuantes nesse processo pode ser determinada de diferente formas, como: produção de nitrito e nitrato, taxa de consumo de oxigênio e consumo de alcalinidade.

No processo de nitrificação há um consumo de 100 mgCaCO₃ por mol de N(14g) transformado, dessa forma, $(\Delta\text{Alc}/\Delta\text{N}) = -7,14 \text{ mgCaCO}_3.\text{mgN}^{-1}$. A equivalência da Taxa de Consumo de Oxigênio é feita através da seguinte relação:

$$\text{Nitritadoras- } r_{n(\text{nitri})}: \frac{\text{TCOn}}{4,57} \quad (2.30)$$

$$\text{Nitratadoras - } r_{n(\text{nitra})}: \frac{\text{TCOn}}{1,14} \quad (2.31)$$

Sendo:

TCO_n: TCO total devido à nitrificação (mgO₂/L/h);

$r_{n(\text{nitri})}$: taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado (mgNH₄/mgX_n/d);

$r_{n(\text{nitra})}$: taxa de utilização máxima do nitrito (mgNO₂/mgX_n/d).

Os valores, 4,57 e 1,14, respectivamente, dão o consumo estequiométrico de oxigênio por mol do substrato considerado (amônia e nitrito).

Levando em consideração que a velocidade de crescimento de *Nitrobacter* é muito maior que a de *Nitrosomonas* para uma extensa faixa de valores, a transformação do íon amônio a nitrito é considerada como a etapa limitante do processo nitrificante. Então, a cinética pode ser descrita pela cinética de crescimento de *Nitrosomonas* (VICTORIA, 1993 *apud* BASSIN, 2008).

A Tabela 2.3 contém alguns valores de constante de crescimento observados por diferentes autores em diversas temperaturas, mostrando que os valores encontrados não apresentam um padrão para todas as pesquisas, provavelmente não só pela temperatura, mas também pelo fato que foram usadas diferentes águas residuárias ou, até mesmo, pelo grau de precisão do método aplicado.

Tabela 2.3: Valores experimentais para a taxa de crescimento específico (μ_m) das *Nitrossomonas*

μ_m (d ⁻¹)	T (°C)	μ_{20} (d ⁻¹)	Referências
0,33	15	0,66	BARNARD (1991)
0,47	15	0,45	KAYSER (1991)
0,45	15	0,73	ECKENFELDER (1992)
0,53	25	0,26	SUTTON <i>et al.</i> (1979)
0,4 - 0,5	14	0,8	GUJER (1977)
0,33 - 0,65	20	0,33 - 0,65	EKAMA & MARAIS (1976)
1,08 - 1,44	23	0,76 - 1,02	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,57	16	0,76	GUJER & JENKINS (1975)
0,34 - 0,40	12	0,86	GUJER & JENKINS (1975)
0,5	20	0,5	LAWRENCE & BROWN (1973)
0,94	29	0,33	LIJKELMA (1973)
0,33	20	0,33	DOWNING <i>et al.</i> (1964)

Fonte – van Haandel e van der Lubbe (2012)

Ainda de acordo com van Haandel e van der Lubbe (2012) os valores de decaimento (b_n) das bactérias nitrificantes são considerados bem baixos referindo-se a pesquisas nas quais não ocorreu decaimento, como Dowing, Painter e Knowles (1964) e Gujer (1979), e valores baixos como 0,12 d⁻¹ (LIJKLEMA, 1973). Silva Filho (2009), usando lodo de um UCT alimentado com esgoto de Campina Grande – PB encontrou 0,39 d⁻¹. Para valores de meia saturação (K_n) a literatura relata constantes de 0,4 a 1mgN –NH₄⁺/L.

2.3.3 Fatores que influenciam o processo de nitrificação

Entre os fatores ambientais que influenciam no processo de nitrificação, estão: temperatura, concentração de oxigênio e pH.

Efeito da Concentração de Oxigênio Dissolvido

A concentração OD no seio do líquido pode interferir significativamente no processo de nitrificação uma vez que vários fatores podem contribuir para consumo desse oxigênio e acabam prejudicando a atividade das bactérias nitrificantes: tamanho do floco, intensidade de agitação, temperatura e, principalmente, taxa de consumo de oxigênio (TCO).

Convencionalmente, espera-se que uma concentração de OD de 2 mg/L seja suficiente para desenvolver o processo de nitrificação. Quando a concentração de oxigênio dissolvido

diminui, este se torna um fator limitante para o crescimento e a expressão de Monod passa a ser:

$$\mu_m = \mu_{max} \left[\frac{Nc}{(Nc+K_n)} \right] \left[\frac{OD}{(OD+K_o)} \right] \quad (2.32)$$

Onde:

OD: concentração de oxigênio dissolvido no reator (mg/L);

K_o: constante de meia saturação (mg OD. L-1), varia de 0,3 a 2,0.

Efeito do pH

O pH tende a diminuir na nitrificação por causa da geração de íons H⁺ com o consequente consumo de alcalinidade. O pH ótimo para bactérias nitrificantes está entre 7,5 e 8,5, sendo que naqueles abaixo de 6 o processo de nitrificação tende a cessar (EPA, 2003). Segundo Metcalf e Eddy (2003), as taxas de nitrificação declinam a partir do valor de pH=6,8, sendo que, em valores próximos a 5,8 e 6,0 as mesmas podem ser reduzidas de 10 a 20% da taxa em pH=7,0.

Gujer (2011) relatou os efeitos da baixa alcalinidade na nitrificação. A máxima atividade das bactérias oxidantes de amônia se mostrou afetada pelos efeitos do pH no interior de flocos biológicos ou biofilme devido à limitação provocada no processo de difusão. Conseqüentemente, a máxima atividade das bactérias oxidantes de nitrito sofre efeitos indiretos da má nitrificação. Hawkins *et al.* (2012) estudaram tais resultados em nível molecular. Os genes RNA ribossômico (rDNA) e tradutor (rRNAt) de *Nitrobacter spp.* (oxidantes de nitritos) foram quantificados em um reator em escala laboratorial durante períodos com alta atividade nitrificante e em estágios de inibição induzida pela diminuição do pH. As atividades dos rRNAt e rDNA foram metricamente diminuídas e refletidas nas mudanças da oxidação de nitritos.

Efeito da temperatura

Para Pelczar *et al* (1997) e Black (2002), a temperatura é um fator de grande influência sobre o crescimento bacteriano sejam elas heterotróficas ou autotróficas, por estar associada à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos. Isso se deve ao fato de que tais

reações são catalisadas por enzimas específicas, cuja produção aumenta ou diminui com a temperatura.

De acordo com van Haandel e van der Lubbe (2012) a equação de Arrhenius (Equação 2.34) é geralmente utilizada para quantificar a influência da temperatura sobre a constante de crescimento com valores de θ entre 1,11 e 1,13.

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} \cdot \theta^{T-20} \quad (2.34)$$

2.4 Sistemas de lodo ativado

Dentre os sistemas biológicos de tratamento de esgoto doméstico e industrial, destaca-se o processo de lodo ativado, caracterizado pela produção de microrganismos em um reator aerado sendo alimentado pelo efluente a ser tratado. Em termos comparativos, esse tipo de sistema se destaca pela sua ampla eficiência conseguindo remover sólidos em suspensão, materiais orgânicos e nutrientes.

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), o esgoto afluente e o lodo ativado são intimamente misturados, agitados e aerados para, logo após, se separar dos lodos ativados do esgoto, por sedimentação, sendo que a maior parte do lodo ativo retorna para o processo e a outra (lodo de excesso) é retirada. A quantidade de lodo que é extraída determina a idade de lodo do sistema, assim indicando o tempo de permanência do mesmo no sistema.

Com a evolução tecnológica e a pesquisa experimental surgiram variações no processo original (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; VON SPERLING, 2002; JORDÃO E PESSÔA, 2011) que deram lugar às seguintes variantes:

- Quanto ao regime hidráulico do reator biológico
 - Processo de Mistura Completa;
 - Processo Tubular, pistonado ou “Plug Flow”.
- Quanto à idade do lodo
 - Processo de Alta Taxa;
 - Processo de Aeração Prolongada

Quanto ao regime hidráulico do reator biológico

A principal diferença dos regimes hidráulicos do reator biológico é a geometria, os de mistura completa caracterizam-se por ter comprimento e largura igual, os de sistema pistonado tem o comprimento maior que a largura. Os primeiros possuem algumas vantagens sobre os outros como, por exemplo: distribuição homogênea de oxigênio, satisfatória capacidade de absorver cargas tóxicas instantâneas e amenizar sobrecargas.

Quanto à idade do lodo

Reatores de alta taxa ou de alta capacidade distinguem-se dos demais por operarem com idade do lodo de 2 a 3 dias e tempo de detenção hidráulica de 1 a 2 horas (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; JORDÃO E PESSÔA, 2011). Pelo excesso de alimento e pouca quantidade de lodo, basicamente é exercida a respiração exógena e pouca estabilidade do lodo.

Já os de aeração prolongada, devido à idade do lodo ser controlada entre 18 e 20 dias, podendo chegar a 30 dias em certos casos, a relação alimento/microrganismos é menor que no processo convencional (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999), com isso, a respiração endógena pode ser exercida e o lodo consegue se estabilizar.

Sobre as características desse tipo de sistema de tratamento de esgoto, Santos (2009) ressalta que a matéria orgânica pode ser degradada de duas formas: uma parcela convertida em biomassa bacteriana e outra mineralizada para gás carbônico e água.

2.4.1 Sedimentabilidade

A sedimentabilidade é uma das características fundamentais dos sistemas de lodo ativado, pois, por princípio de funcionamento, a separação entre lodo e líquido é necessária em todas as configurações. Barbosa e Souza (1998) avaliam que muitos parâmetros operacionais como temperatura, idade do lodo, tempo de detenção hidráulica, concentração do lodo, nível de oxigênio dissolvido e composição do despejo podem interferir na sedimentabilidade do lodo e apenas a verificação experimental pode identificar tais características.

Os métodos mais utilizados para determinar a sedimentabilidade são os testes de Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀) e da Velocidade de sedimentação em Zona (VSZ). O IVL₃₀ é feito a partir da determinação do volume que os sólidos ocupam após a sedimentação

de uma batelada em uma proveta de 1 L durante um determinado período de tempo (nesse caso 30 minutos). Após a determinação da concentração inicial do lodo, calcula-se o volume ocupado por grama de sólido em suspensão após sedimentação. O VSZ determina constantes de velocidade e compressibilidade do lodo através da correlação entre o comportamento da sedimentabilidade do lodo com várias concentrações de sólidos.

Para identificar como característica específica de determinado lodo, Vesilind (1968), desenvolveu uma expressão relacionando a VSZ com a concentração deste (Equação 2.34) apresentada a seguir (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012):

$$VSZ = V_0 e^{-kXt} \quad (2.34)$$

Sendo:

VSZ: velocidade de sedimentação zonal (m/h);

X_t : concentração de lodo (gSTS/L);

V_0 , k : constantes de sedimentabilidade.

A partir da determinação de velocidades para diferentes concentrações de sólidos é possível identificar as duas constantes (v_0 e k) por meio da confecção de gráficos semi-logarítmicos (base e) relacionando as concentrações de sólidos com o logaritmo da velocidade de sedimentação. Nesse diagrama, v_0 é a intersecção no eixo das ordenadas e k é a inclinação da reta.

As faixas de valores para definir condições de sedimentabilidade por meio do IVL_{30} e as características do efluente, após o processo de separação sólido/líquido são: com uma faixa de 50-100 ml/g para lodos com uma condição muito boa de sedimentabilidade e de qualidade efluente, de 100-200 ml/g para lodos com uma condição intermediária de sedimentabilidade e com risco de perda de lodo no efluente, e de 200-400 ml/g para lodos com uma condição ruim de sedimentabilidade (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

De acordo com van Haandel e Marais (1999) os valores de classificação de lodo são: sedimentação boa k (l/g) 0,31 e V_0 (m/h) 11, sedimentação média k (l/g) 0,36 e V_0 (m/h) 9,5 e sedimentação ruim k (l/g) 0,46 e V_0 (m/h) 6.

2.4.2 Configurações de sistemas de lodo ativado para remoção de nutrientes

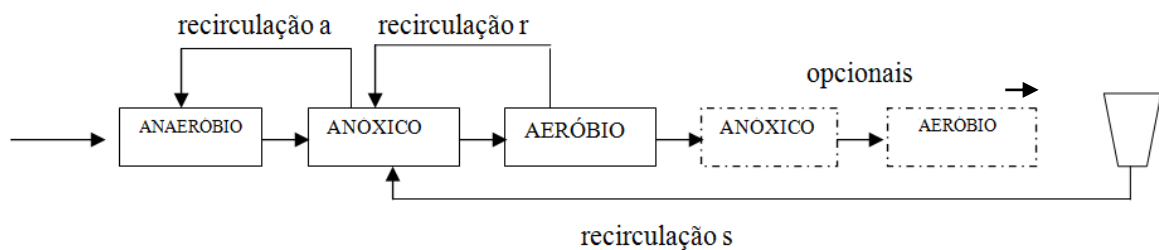
2.4.2.1 Sistema UCT (University of Cape Town)

O sistema UCT (Figura 2.5) constituído de 3 ou 5 reatores, o primeiro anaeróbio, o segundo e o quarto anóxicos e o terceiro aeróbio, podendo agregar um quinto reator, sendo

este aeróbio sobreposto de um decantador secundário. O sistema foi projetado com o intuito de remover simultaneamente macronutrientes, nitrogênio e fósforo. A remoção de fósforo nesse sistema é prevista com a presença de uma zona anaeróbia como primeiro ambiente de entrada do esgoto para que o material rapidamente biodegradável seja utilizado. Assim, se evitando a introdução de nitrato na zona anaeróbia.

Na zona anóxica a concentração de nitrato é mantida baixa através de um controle da taxa de recirculação “a”, de forma que o nitrato disponível para a desnitrificação na zona anóxica se não ultrapasse a capacidade de desnitrificação (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Figura 2.5: Configuração e variantes do sistema UCT

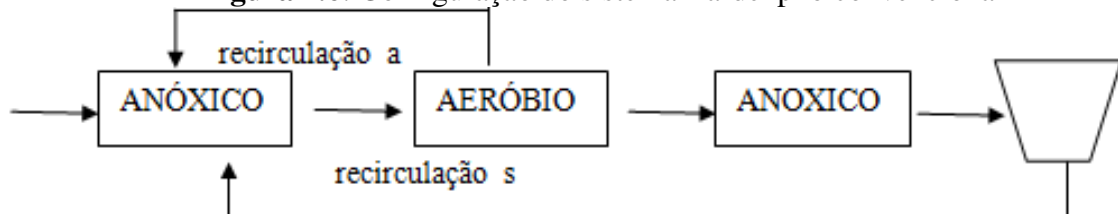


Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003)

2.4.2.2 Sistema Bardenpho

Sistemas de lodo ativado Bardenpho é uma união de sistemas de lodo ativado convencionais e são projetados, assim como o UCT, para remover matéria orgânica e os nutrientes, principalmente nitrogênio, através dos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação, e fósforo, pelo descarte de lodo. Segundo Metcalf e Eddy (2003), esses sistemas são usados para idades de lodo longas, entre 10 e 20 dias. A Figura 2.6 representa o esquema do sistema Bardenpho.

Figura 2.6: Configuração do sistema Bardenpho convencional



Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003)

Outros sistemas também foram desenvolvidos nessa mesma linhagem, a exemplo do sistema Bardenpho modificado de 5 reatores, com um ambiente anaeróbio anterior ao primeiro reator anóxico e um aeróbio após o último anóxico.

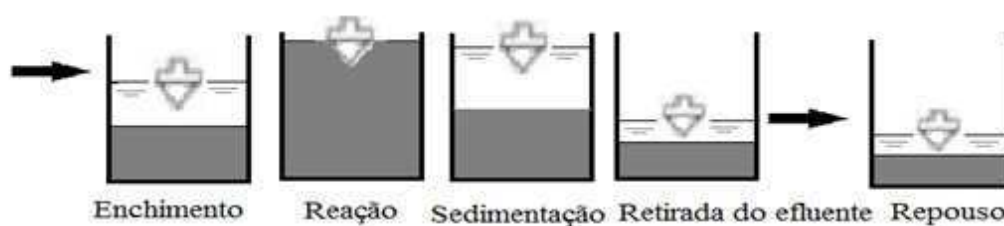
2.4.2.3 Reatores em Bateladas Sequenciais

Os Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS) têm se mostrado uma boa alternativa frente aos sistemas de lodo ativados que trabalham em regime hidráulico contínuo. A principal característica desse tipo de sistema é realizar todo o tratamento em apenas um reator com etapas de funcionamento.

No tocante ao tratamento de esgoto doméstico, a utilização de RBS está relacionada com a redução de áreas pelas unidades de tratamento, a redução de custos comparados aos processos contínuos, a possibilidade de remoção conjunta de matéria carbonácea e dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) em um único ciclo de operação, a facilidade de adaptação a variações de cargas e vazões, a boa sedimentabilidade do lodo e o funcionamento moderadamente simples (SHEKER *et al.*, 1993; MORGENROTH & WILDERER, 1998; van LOOSDRECHT & JETTEN, 1998; LEE *et al.*, 1997 ; MOREIRA *et al.*, 2002 *apud* MIRANDA, 2012)

De acordo com Von Sperling (1996), a operação desse tipo de reator, esquematizado na Figura 2.7, é realizada em ciclos contendo etapas distintas como enchimento ou alimentação que consiste na adição do efluente para o tratamento; reação que é ligada ao sistema de aeração para oxidação biológica da matéria carbonácea; sedimentação que consiste no momento que não existe mistura do licor misto sem interferência de entrada e saída de líquidos; drenagem, no qual o efluente clarificado é retirado e repouso, momento em que é feita a retirada do lodo, quando necessário.

Figura 2.7: Esquema de um ciclo de um RBS



Fonte : Adaptado von Sperling(1996)

Convencionalmente os sistemas RBS são constituídos apenas de um ambiente, porém têm surgido algumas variações dentro desse princípio de funcionamento como os airlifts, reatores com movimento do fluido no próprio reator proporcionando dois ambientes diferenciados, com e sem oxigênio. Esse tipo de sistema tem sido investigado para uma variedade de processos químicos e biológicos, sendo o movimento do fluido dentro do reator devido à diferença de densidade da seção aerada de fluxo ascendente, “riser”, e a seção não aerada de fluxo descendente, “downcomer” (SIEGEL *et al.*, 1994; RAJA RAO *et al.*, 1997).

Em processos biológicos esses sistemas têm vantagem, em relação a reatores convencionais, de possuírem uma geometria que simplificam a construção e operação, além de necessitarem de baixa potência requerida por não conterem partes móveis e circulação direcionada do fluido (WANG BANG *et al.*, 1998).

Jiang (2012) afirma que os reatores airlift são biorreatores importantes para o tratamento de águas residuais, porém poucos estudos têm investigado a sua aplicação para remoção de matéria orgânica e nutrientes, especialmente para sistemas de lodos ativados. Com isso, resultados expressivos foram alcançados usando um reator com ambientes bem definidos (anaeróbico, anóxico e aeróbico), tendo boa eficiência com remoção de DQO (91%), N-NH₄⁺ (92%), N-Total (86%) e P-Total (94%).

2.5 Respirometria

A respirometria é uma técnica que permite a medição da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) realizada pelos microrganismos aeróbios, aplicada para o controle e a operação de estações de tratamento de esgoto, principalmente em sistemas de lodos ativados.

Os respirômetros, convencionalmente, são classificados em duas categorias: os fechados e os abertos. Os fechados podem ser manométricos ou volumétricos, verificando o consumo do oxigênio com pressão ou volume fixos, sendo nomeados dessa forma, pois o ambiente da reação é isolado do ambiente atmosférico (VANROLLEGHEM *et al.*, 1999). Santos (2013) ressalta que esses equipamentos apresentam grandes limitações, pois a impossibilidade de reoxigenação do meio não permite identificar fatores relevantes como o estabelecimento da TCO sem alimento (endógena) e o início da TCO com alimento externo (exógena), porém é bastante aplicável na determinação de DBO. São exemplos desse tipo de respirômetros os frascos padrões de DBO e o aparelho Warburg.

Em contrapartida, os respirômetros abertos são especificados pela exposição do meio de reação ao ambiente atmosférico, tendo a oxigenação através de aeradores em sua estrutura

de funcionamento. Eles podem ter aeração constante (tipo contínuo) ou intervalos de aeração e não aeração (semicontínuo). Santos (2013) fez um estudo comparativo entre os dois métodos de determinação da TCO pela ótica de estabelecer o limite da aplicabilidade do método contínuo levando em consideração alguns fatores que interferem na constante de transferência de oxigênio: concentração de lodo, surfactantes e temperatura.

O princípio de determinação da TCO utilizado nessa pesquisa é o método semicontínuo que, segundo van Haandel e Marais (1999), é muito simples e se baseia na interrupção de períodos de aeração. Para isso, são ajustados dois valores de referência para a concentração de oxigênio dissolvido superior (OD_{sup}) e inferior (OD_{inf}). A aeração é usada até o aumento da concentração de OD superior, o software automaticamente encerra a injeção de oxigênio pelo aerador acoplado ao respirômetro, espera-se a queda da concentração de OD até que o limite inferior seja atingido, devido ao consumo pela biomassa, e é determinado a TCO em $mgO_2/L/h$, reiniciado o ciclo de terminação. O cálculo da TCO é realizado por regressão linear como mostra a Equação 2.35 (VAN HAANDEL e CATUNDA, 2014). Um ponto importante no funcionamento da determinação da TCO é o desvio padrão que pode ser determinado para utilização do software, estabelecendo o grau de precisão do valor encontrado.

$$TCO = (OD_{sup} - OD_{inf})/\Delta t \quad (2.35)$$

Sendo:

OD_{sup} = Valor de oxigênio dissolvido de referência superior ($mg.L^{-1}$);

OD_{inf} = Valor de oxigênio dissolvido de referência inferior ($mg.L^{-1}$);

Δt = Intervalo de tempo entre OD_{sup} e OD_{inf} ;

TCO = Taxa de Consumo de Oxigênio ($mg.L^{-1}.h^{-1}$).

MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Introdução

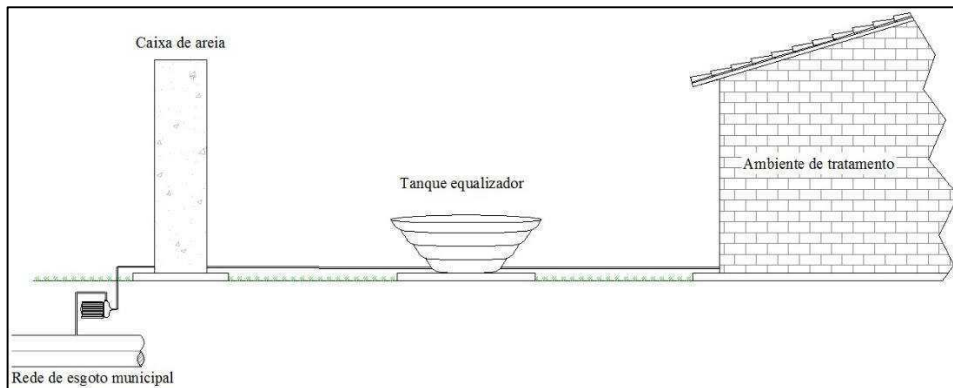
Neste capítulo serão descritas as características dos diferentes sistemas trabalhados, bem como o modo de operação de todos os reatores biológicos colocados em funcionamento. Serão apresentados todos os procedimentos utilizados na avaliação dos parâmetros cinéticos, juntamente com o detalhamento dos procedimentos dos testes respirométricos. Complementarmente, será feita a descrição dos métodos analíticos empregados, dos parâmetros monitorados juntamente com sua frequência analítica e dos procedimentos de cálculo.

O desenvolvimento da pesquisa foi na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), em Campina Grande - PB, numa área da Universidade Estadual da Paraíba (UFCG/UEPB), no Laboratório do grupo de pesquisa do Programa de Saneamento Básico (PROSAB), no período de novembro/2012 a setembro/2013.

3.2 Descrição dos sistemas

Foram montados e operados três tipos de sistemas de lodo ativado, dois em regime de batelada sequencial do tipo coluna de bolhas e outro airlift, e um sistema em regime de fluxo contínuo tipo UCT (University of Cape Town). Todos foram alimentados com o esgoto municipal de Campina Grande - PB após ser captado da rede coletora municipal e passado por uma caixa de areia vertical, dando um tratamento preliminar ao esgoto. Antes de distribuído para os sistemas, existia um tanque equalizador para armazenamento do afluente, como é ilustrado na figura 3.1.

Figura 3.1: Sistema de alimentação dos sistemas (captação, tratamento preliminar, equalização e distribuição)



Fonte: Elaboração do autor

A distribuição do afluente para os sistemas de batelada sequencial era feito por um conjunto de bombas de drenagem do tipo Pcx-a (Figura 3.2) para cada sistema. O esgoto recalcado era descarregado numa caixa de descarga com volume de nove litros, alimentando os reatores com uma vazão que dependia da altura da caixa em relação à altura do sistema. Já o UCT era alimentado com bombas dosadoras de ajuste manual da vazão de modelo Serie DLX(Figura 3.3).

Figura 3.2: Bomba de drenagem utilizada para alimentação dos RBS's



Fonte: Elaboração do autor

Figura 3.3: Bomba dosadora para alimentação do UCT



Fonte: Elaboração do autor

Para aeração dos sistemas, foram utilizados aeradores de ar modelo (Air Compressor, BOYU), com capacidade para 50 L/min, com motor eletromagnético e potência de 35W, pressão máxima de 0,028 MPa, como mostra a Figura 3.4

Figura 3.4 : Aeradores utilizados nos sistemas



Fonte: Elaboração do autor

3.2.1 Reator em Batelada Sequencial unitário (RBS - unitário)

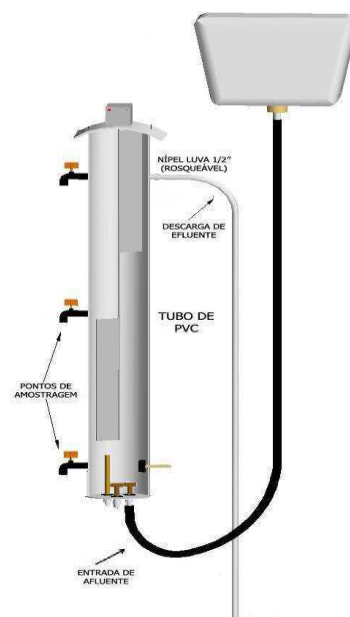
O sistema (Figura 3.5) era constituído de uma única câmara confeccionada de PVC com diâmetro de 150 mm, altura de 1,20 m e volume útil de 15L. Os reatores tinham um sistema de agitação com um motor elétrico acionando um eixo central com uma palheta no fundo do reator. O afluente entrava na parte inferior do reator e, enquanto era alimentado, na parte superior, o efluente clarificado era descarregado, como ilustrado na Figura 3.6. As divisões de tempo de cada etapa do tratamento eram coordenadas por um conjunto de temporizadores que determinaram os momentos e duração de cada etapa do ciclo de tratamento.

Figura 3.5: Foto do sistema RBS- unitário



Fonte: Elaboração do autor

Figura 3.6: Esquema do sistema RBS- unitário



Fonte: Elaboração do autor

3.2.2 Reator em Batelada Sequencial Air lift (RBS – Air lift)

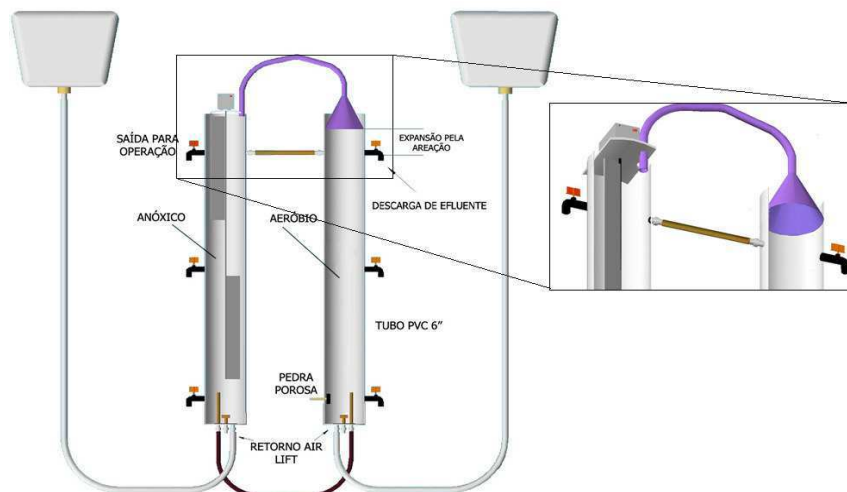
O sistema (Figuras 3.7) era composto de duas câmaras confeccionadas de PVC cada uma, com diâmetro de 150 mm, altura de 1,20 m e volume de 15L, com ambientes distintos, um com aeração e outro anóxico. As duas câmaras eram ligadas na parte inferior e havia uma transferência de licor misto na parte superior por um afunilamento do ambiente aeróbio para as bolhas de aeração na sua subida arrastarem o licor misto pela mangueira que vertia no ambiente anóxico, apresentado pela Figura 3.8 no seu detalhamento. O sistema de alimentação/descarte era similar ao do sistema RBS- unitário, tendo cada câmara sua entrada específica.

Figura 3.7: Foto do sistema RBS – airlift



Fonte: Elaboração do autor

Figura 3.8: Esquema do sistema RBS – airlift



Fonte: Elaboração do autor

3.2.3 UCT (University of Cape Town)

O sistema UCT possuía cinco reatores em série, um reator anaeróbico (R1), o qual recebia o afluente, seguido por um reator anóxico (R2), um reator aerado (R3), outro reator anóxico (R4) e um decantador. Todos os reatores eram feitos de PVC e o decantador de fibra de vidro. As dimensões das unidades estão na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Dimensões dos reatores do sistema UCT

Reator	Altura (m)	Diâmetro (m)	Volume útil (L)
Anaeróbico (R1)	0,77	0,30	70
Pré-Desnitrificação (R2)	0,77	0,25	54
Aeróbico (R3)	0,77	0,40	96
Pós-Desnitrificação (R4)	0,77	0,20	24
Decantador	0,77	0,35	72

Este sistema era do tipo UCT, caracterizado por possuir três recirculações - “a, r e s”, a primeira é a vazão que vai do reator anóxico (R2) para o anaeróbico (R1), a segunda, do aeróbico (R3) para o anóxico (R2) e a terceira, do decantador para o anóxico (R2).

Todos os reatores eram agitados por agitadores mecânicos de eixo vertical com palhetas acionadas por um motor trifásico, 1/3 HP, de baixa rotação (45 rpm), ilustrados na Figura 3.9. Essa agitação assegurava a suspensão do lodo e o contato deste com toda a massa líquida. O motor era montado sobre uma estrutura de ferro que servia também de suporte para aeradores e bombas dosadoras responsáveis pelas recirculações.

Figura 3.9: Estrutura do sistema UCT



Fonte: Elaboração do autor

3.3 Operacionalidade dos sistemas

A operação dos sistemas experimentais de lodo ativado ocorreu em duas etapas e variou em função do desempenho dos mesmos com a carga orgânica aplicada. Na primeira etapa, foi utilizado o esgoto bruto com as características originais da rede coletora da cidade de Campina Grande-PB para alimentar os sistemas entre os meses de maio e julho de 2013. No entanto, as características do esgoto não possibilitaram um funcionamento estável dos sistemas, que operaram com baixa capacidade de funcionamento. Então foi proposta uma segunda etapa, em que o esgoto bruto armazenado no tanque de equalização foi enriquecido com matéria orgânica proveniente de uma mistura de arroz e feijão cozidos e triturados. Além disso, outros parâmetros operacionais foram modificados, como aumento da vazão aplicada, aumentando assim, a quantidade de matéria orgânica aplicada aos sistemas estudados.

Os parâmetros gerais de operacionalidade são mostrados na Tabela 3.2, com dados de vazão, números de bateladas por dia, tempo de detenção hidráulica (TDH), idade de lodo (Rs) e oxigênio dissolvido (OD), para todos os sistemas estudados.

Tabela 3.2: Parâmetros gerais de operacionalidade

	RBS – unitário		RBS - airlift		UCT	
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Vazão (L/dia)	32	40	64	80	200	300
Bateladas	4	5	4	5	-	-
TDH (h)	11	9	11	9	29	20
Rs (dias)	20	20	20	20	20	20
OD (mg/L)	3 a 5	2 a 4	3 a 5	2 a 4	3 a 5	2 a 4

É importante destacar que, para estabelecer e manter a idade de lodo dos sistemas diariamente, eram retirados volumes de licor misto iguais a V_r/R_s (volume do reator/ idade de lodo). No UCT a retirada era do R3 (ambiente aerado) e os sistemas RBS's eram descarregados e homogeneizados, antes de ser feita a retirada.

Os sistemas em batelada foram operados em ciclos, compreendidos entre alimentação/descarte, hidrólise, aeração e sedimentação. De forma comparativa os ambientes de tratamento estão descritos na Tabela 3.3, estando os RBS's relacionados ao tempo de cada fase dos ciclos de tratamento e o UCT ao volume de cada ambiente.

Tabela 3.3: Ambientes de tratamento dos sistemas

	RBS – unitário		RBS – airlift		UCT
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	
Anaeróbio (%)	17	14	15	15	28,7
Anóxico (%)	n/a	n/a	39	39,5	32,0
Aeróbio (%)	78	79	39	39,5	39,3

n/a: não avaliado

3.4 Desempenho dos sistemas

As coletas das amostras para análises laboratoriais dos sistemas RBS - unitário, RBS-airlift e UCT eram feitas para determinar a eficiência dos sistemas. As amostras eram coletadas da caixa da alimentação e dos recipientes de armazenamento de efluente, e determinados um conjunto de todas as variáveis descritas na Tabela 3.4. Os procedimentos analíticos das amostras eram feitos sempre após as coletas, que aconteciam sempre pela manhã, no horário entre 7 e 8h.

Tabela 3.4: Frequência e métodos analíticos para cada sistema.

Variáveis	Frequência	Métodos analíticos	Referência
DQO (mg/L)	Semanal	Titulométrico Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (2012)
NTK (mgN-NTK/L)	Semanal	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia (N-NH ₄ ⁺)	Semanal	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Semanal	Salicilato de Sódio	APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Semanal	Colorimétrico Diazotização	APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Semanal	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Semanal	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV (mgCaCO ₃ /L)	Semanal	Kapp	BUCHAUER (1998)
pH	Semanal	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo Total e Ortofosfato	Semanal	Ácido ascóbio	APHA <i>et al.</i> (2012)
Sólidos Suspensos Totais, Voláteis e Fixos (mg/L)	Semanal	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
TCO	Semanal	Semicontínuo	VAN HAANDEL E CATUNDA (1982)
OD (mgOD/L)	Semanal	Eletrométrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
Sedimentabilidade	Semanal	Estático	WHITE(1975) <i>apud</i> van Haandel e Marais (1999)
IVL ₃₀	Semanal	IVL30	APHA <i>et al.</i> (2012)

3.4.1 Teste de sedimentabilidade

Para determinar as constantes de sedimentabilidade de lodo pelo método estático foram usados tubos cilíndricos de 1000 mm de comprimento por 50 mm de diâmetro (Figura 3.10), determinando-se o deslocamento da interface lodo-sobrenadante em função do tempo de diferentes concentrações de lodo (X_t). Depois de plotar gráficos com os diversos pontos foi identificado o conjunto de pontos para determinar o deslocamento linear e a velocidade de sedimentação zonal (VSZ) como a inclinação das retas. Assim, era feito um gráfico dos valores de $\ln(VSZ)$ em função das concentrações de X_t , tendo como a declividade da reta igual a constante de compressão (k) e o ponto de intersecção da reta com o eixo das ordenadas como o valor da velocidade lodo (v_0).

Dessa forma é possível determinar a velocidade de sedimentação em zona por meio da equação:

$$VSZ = V_0 e^{-kXt} \quad (3.1)$$

Sendo:

VSZ: velocidade de sedimentação zonal (m/h);

X_t : concentração de lodo (gSTS/L);

V_0 , k : constantes de sedimentabilidade.

Figura 3.10: Tubos utilizados nos testes de sedimentabilidade



Fonte: Elaboração do autor.

3.5 Testes respirométricos

O objetivo dos testes respirométricos é a determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO), assim foi utilizado o respirômetro Beluga do tipo aberto e de forma semi-contínua.

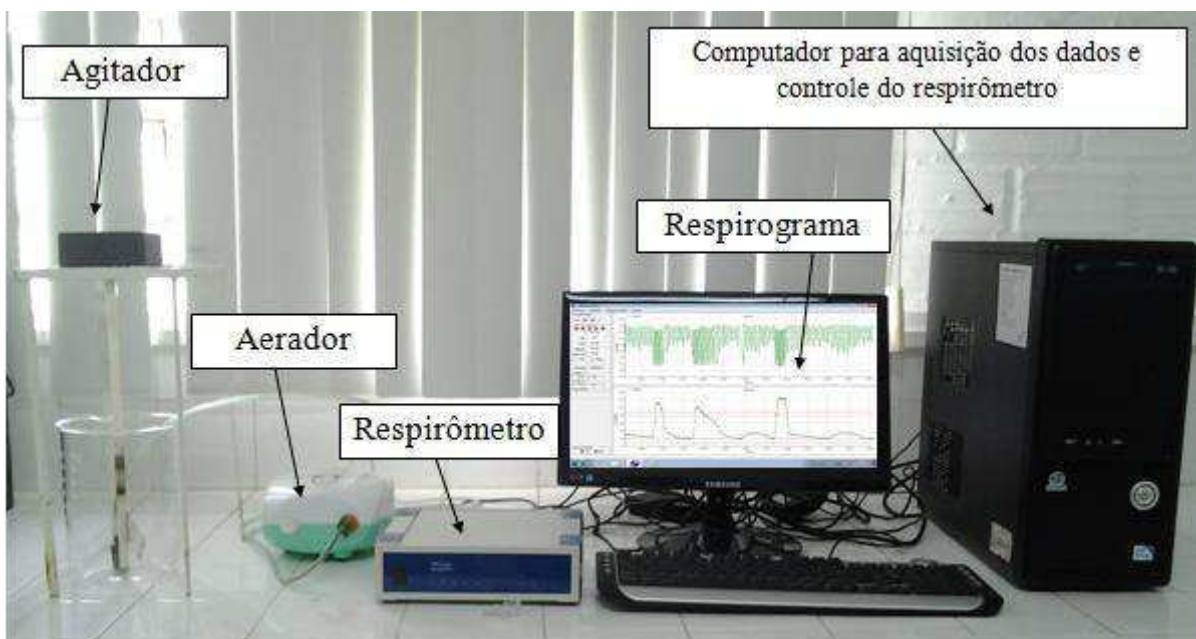
3.5.1 Equipamentos de composição dos testes respirométricos

Os testes respirométricos eram procedidos a partir de um conjunto de equipamentos (Figura 3.11):

- (1) Computador contendo o software Resp S4.0C e os periféricos monitor, mouse, teclado;
- (2) respirômetro *Beluga* com saída para a CPU, para o aerador e uma entrada para o eletrodo de OD;
- (3) eletrodo de oxigênio (Modelo YSI 5718);
- (4) recipiente com capacidade de 2 litros;
- (5) estrutura de ferro contendo um motor de agitação do líquido.

O reator utilizado nos testes respirométricos, descritos a seguir, foi um béquer com capacidade total de 2 litros. A aeração era feita por um compressor, que insuflava bolhas de ar por meio de pedras porosas presas no fundo do reator.

Figura 3.11: Equipamentos utilizados nos testes respirométricos



Fonte: Elaboração do autor.

A aeração era controlada pelo software Resp S4.0C, que ativava o aerador quando a concentração de OD atingia o limite inferior estabelecido, desativando-o quando esta atingia o limite superior também estabelecido e iniciando ciclos de períodos com e sem aeração. Durante os períodos sem aeração o Beluga determinava a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo, conforme a equação a seguir.

$$TCO = (dOD/dt) = (OD_{\max} - OD_{\min}) / \Delta t \quad (3.4)$$

Sendo:

TCO: taxa de consumo de oxigênio ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

OD_{\max} : valor de oxigênio dissolvido de referência superior;

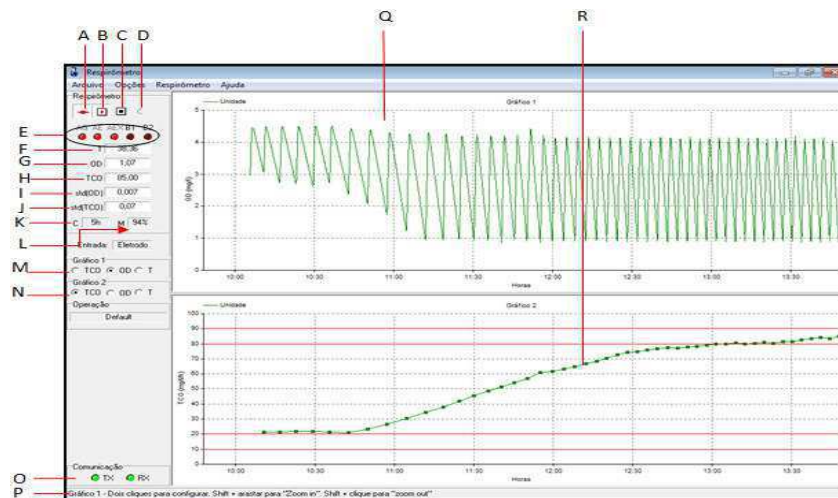
OD_{\min} : valor de oxigênio dissolvido de referência inferior;

Δt : variação do tempo.

As concentrações de OD estabelecidas como de referências mínima e máxima foram de 1,0 e 3,0 mg/L, respectivamente (SANTOS, 2009; SILVA FILHO, 2009, SANTOS, 2012).

A Figura 3.12 mostra um respirograma gerado pelo Software de S32c para S4.0C, mostrando on line na tela do computador dois diagramas que representam a concentração de OD (diagrama superior) e a TCO (diagrama inferior) do sistema em função do tempo, além de identificar todos os componentes da janela. Ressalta-se que as imagens apresentadas no trabalho apresentam cortes a partir dos respirogramas gerados pelo Software utilizado na pesquisa.

Figura 3.12 – Respirograma com indicação de seus principais componentes.



Fonte: Manual de utilização do respirômetro *Beluga*.

A. conectar/desconectar o instrumento; B. Inicia o método de cálculo da TCO, gráficos e armazenamento dos dados em arquivo; C. Para o procedimento de cálculo da TCO, a atualização dos gráficos e o armazenamento dos dados em arquivo; D. Permite a aferição do eletrodo de OD (YSI) do *Beluga*; E. Indicadores do estado ligado (vermelho claro) ou desligado (vermelho escuro) dos dispositivos conectados ao *Beluga*; F, G, H. Indicação dos valores medidos de Temperatura (F) OD (G) e valor calculado da TCO (H); I. J. Desvio padrão da medição da concentração de OD em mg/L e da TCO em mg/L/h; K. Indicador do número de horas desde a última calibração; L Indicador do estado da membrana do eletrodo de OD; M. N. Indicações e opções de escolha da grandeza a ser mostrada em cada janela gráfica (1 ou 2); O. Indicadores do estado de comunicação do programa com o *Beluga*: RX – informação recebida, TC – informação enviada; P. Instruções; Q. R. O respirômetro 4.0C possui duas janelas gráficas que podem mostrar independentemente valores de temperatura, OD e/ou TCO.

3.5.2 Procedimento de Determinação das frações biodegradáveis de DQO

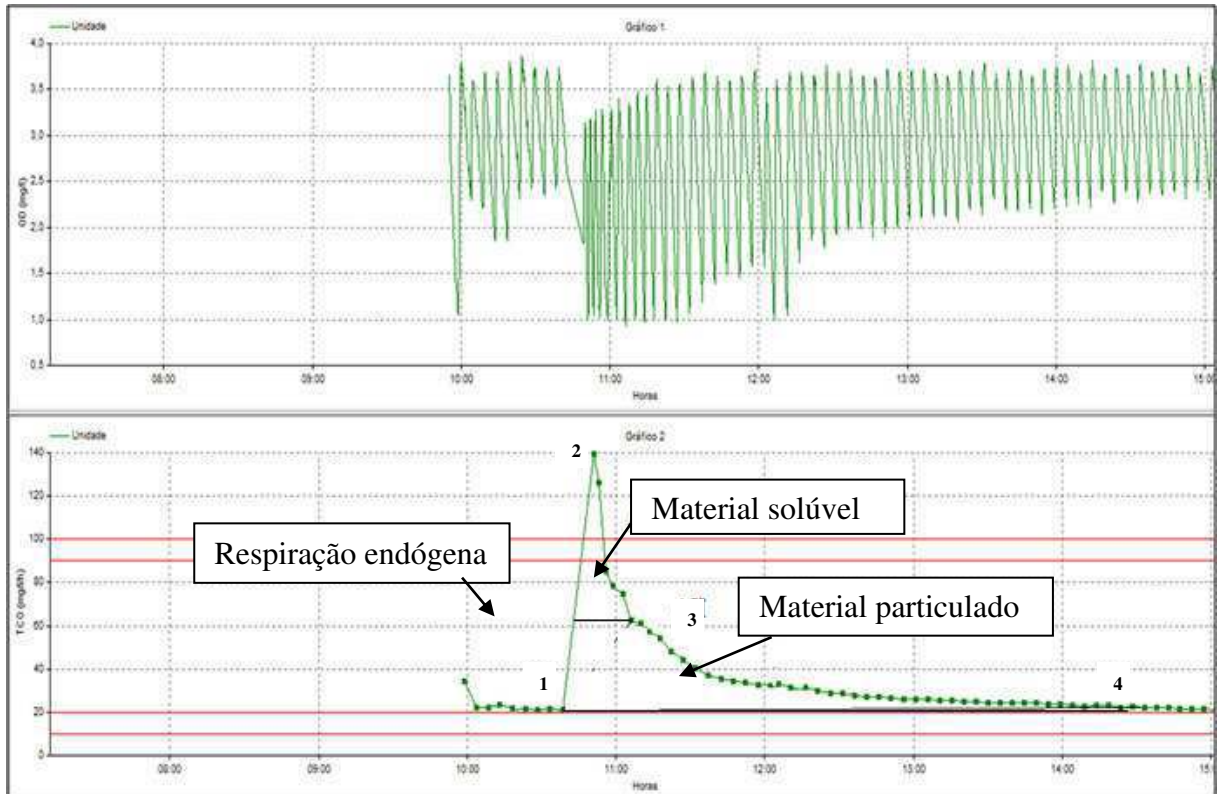
Os testes típicos para determinação das frações biodegradáveis de DQO do esgoto afluyente foram feitos seguindo a metodologia a seguir:

- Ligava-se o respirômetro e esperava-se 10 minutos para calibrar o eletrodo de oxigênio com o valor de saturação de acordo com a temperatura e a altitude local;
- Uma amostra de um litro de licor misto era submetida à agitação e com o eletrodo de oxigênio submerso iniciavam-se os ciclos de aeração e não aeração controlada pelo respirômetro até o momento em que a TCO mínima (TCO_{end}) era estabelecida, caracterizando a fase de respiração endógena;
- Esperava-se a sedimentação do lodo e sifonava-se o sobrenadante de aproximadamente 0,5 L, esse volume era completado com esgoto bruto;
- Antes de ser iniciada a aeração do conteúdo do béquer foram adicionados 10 mg/L de uma solução de alil-tiouréia para inibir a atividade das bactérias autotróficas;
- O teste era realizado, sendo controlado pelo respirômetro que mantinha a concentração de OD no intervalo adotado;

A Figura 3.13 ilustra o respirograma de um teste em que se observam dois gráficos: no gráfico superior a variação da concentração de OD devido aos períodos com e sem aeração e

na janela inferior o gráfico da TCO. Identifica-se no respirograma a utilização do material biodegradável e solúvel (rapidamente degradado) e a do biodegradável particulado (consumo lento), antecedidas e sucedidas pela TCO endógena, valor sem presença de substrato.

Figura 3.13: Respirograma para determinação das frações biodegradáveis de matéria orgânica



De acordo com os dados gerados pelo software em planilha Excel são calculadas as áreas referentes a cada ponto de TCO em determinado tempo, como mostra a Figura 3.14. Ao somar as áreas, tem-se o consumo de oxigênio necessário para oxidar o material orgânico aplicado no teste em mgO_2/L . O respirograma com a planilha completa com todos os dados de TCO estão disponíveis no Apêndice A.

Tomados os valores medidos pelo respirograma (Figura 3.13), procede-se o tratamento dos dados tornando possível realizar os cálculos das áreas correspondentes a cada ponto de TCO. Transformando o horário em intervalos (h) e estimando a TCO endógena por meio da limitação da reta entre a endógena inicial (1) e a endógena final (4) e determinando a TCO exógena real, através da diferença entre a TCO_{max} e a TCO_{end} calculada. A partir do intervalo de tempo e da TCO_{exo} , determina-se a área trapezoidal do intervalo de tempo de cada ponto.

Identificando pelo respirograma o ponto (3) que diferencia o material solúvel do particulado, determinam-se as suas devidas proporções.

Ressalta-se que o gráfico mostra o consumo de oxigênio pela biomassa do lodo referente ao processo metabólico denominado catabolismo, que representa 1/3 do consumo da DQO aplicada no teste. Dessa forma, a área encontrada pelos dados obtidos pelo respirômetro deve ser convertida a mgDQO/L. Assim, é possível determinar as proporções do material biodegradável.

Figura 3.14: Planilha Excel para determinar as áreas do consumo de oxigênio do material orgânico.

Área do material biodegradável do esgoto								
Inclinação 0,05								
HORA	TCO x 106	t1	Hora	TCO max	Tempo (h)	TCO end	TCO exo	Área
10:38:21	2103	10,64	21,03	0,00	21,03	0,00	0,00	12,58
10:51:07	13932	10,85	139,32	0,21	21,04	118,28	4,03	
10:53:17	12591	10,89	125,91	0,25	21,04	104,87	3,73	
10:55:56	8524	10,93	85,24	0,29	21,04	64,20	2,76	
10:59:09	5978	10,99	59,78	0,35	21,05	38,73	2,70	
11:02:40	7460	11,04	74,60	0,41	21,05	53,55	2,77	
11:06:10	6236	11,10	62,36	0,46	21,05	41,31	2,83	
11:10:08	6549	11,17	65,49	0,53	21,06	44,43	2,58	
11:13:50	6032	11,23	60,32	0,59	21,06	39,26	2,39	
11:17:47	5429	11,30	54,29	0,66	21,06	33,23	2,28	
11:22:20	4806	11,37	48,06	0,73	21,07	26,99	1,97	
11:27:03	4407	11,45	44,07	0,81	21,07	23,00	1,80	
11:32:08	4047	11,54	40,47	0,90	21,07	19,40	1,52	
11:37:15	3734	11,62	37,34	0,98	21,08	16,26	1,30	
11:42:19	3564	11,71	35,64	1,07	21,08	14,56	1,16	
11:47:21	3426	11,79	34,26	1,15	21,08	13,18	1,07	
11:52:21	3364	11,87	33,64	1,23	21,09	12,55	1,00	
11:57:21	3260	11,96	32,60	1,32	21,09	11,51	0,97	
12:02:21	3289	12,04	32,89	1,40	21,10	11,79	1,40	
12:06:19	5176	12,11	51,76	1,47	21,10	30,66	1,97	
12:11:25	3686	12,19	36,86	1,55	21,10	15,76	1,10	
12:16:20	2144	12,27	21,44	1,64	21,11	10,23	0,70	

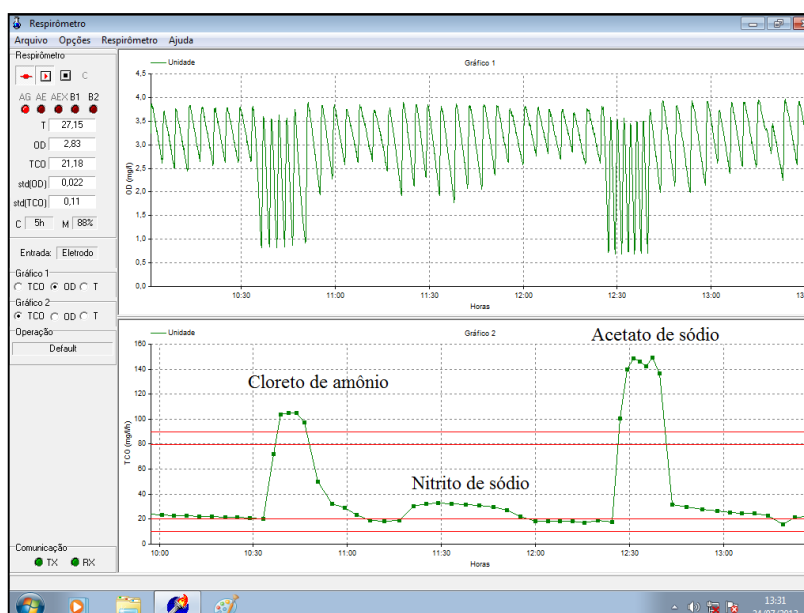
O material não biodegradável solúvel é determinado a partir da eficiência de remoção do sistema operado para a realização do teste, ou seja, é a parcela restante do material aplicado no sistema que não foi consumido. Assim, por diferença, tem-se o valor da porcentagem do material não biodegradável particulado conforme Equação 3.5.

$$S_{ta} = S_{bsa} + S_{bpa} + S_{usa} + S_{upa} \quad (3.5)$$

3.5.3 Capacidade metabólica da bactérias aeróbias (heterotróficas e autotróficas)

Foram realizados testes respirométricos para se determinar as constantes cinéticas de oxidação da matéria orgânica e nitrificação a partir da determinação da TCO endógena (TCO_{end}) e da TCO máxima ($TCO_{máx}$). A $TCO_{máx}$ era obtida após a adição dos substratos, como, acetato de sódio ($NaC_2H_3O_2 \cdot 3H_2O$) cloreto de amônio (NH_4Cl) e nitrito de sódio ($NaNO_2$), respectivamente para as heterotróficas e autotróficas (nitritadoras e nitrificadoras). E a TCO_{end} era obtida na ausência do substrato, como mostra a Figura 3.15.

Figura 3.15: Respirograma para determinação do metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes.



O procedimento utilizado durante os testes respirométricos era:

- Inicialmente ligava-se o respirômetro, esperava-se 10 minutos para então se calibrar o eletrodo de oxigênio para a temperatura ambiente e altitude local;
- Uma amostra de um litro do licor misto era coletada do lodo descartado dos no final do momento da aeração nos RBS's e no reator aerado do sistema UCT;
- Antes de iniciar o teste respirométrico, era verificado o pH da amostra para avaliar se este fator ambiental estava adequado para o desenvolvimento da atividade da biomassa;
- A amostra era então submetida à agitação e aeração controlada pelo respirômetro, a fim de que todo o substrato fosse utilizado, estabelecendo uma TCO constante e mínima (TCO_{end}), correspondente à respiração endógena;

- Quando era estabelecida a respiração endógena eram adicionados, sequencialmente, os substratos específicos para determinação das constantes cinéticas.

Adicionava-se quantidade suficiente de substrato para que o mesmo não fosse limitante do processo (120 mg/L de acetato de sódio, 5 mg/L de cloreto de amônio e 8 mg/L de nitrito de sódio). Durante os testes os valores da temperatura, da concentração de OD e da TCO dados eram armazenados em planilhas eletrônicas Excel. Os de temperatura a cada 30 segundos, os de OD a cada 5 segundos e os da TCO, calculados pelo respirômetro a cada 4 minutos, podendo esse tempo ser menor, caso a referência inferior estabelecida de OD fosse atingida antes ou o desvio padrão da reta calculada fosse menor que o valor de referência, geralmente 0,10. .

Em alguns momentos, principalmente na primeira etapa, da pesquisa as concentrações de lodo dos sistemas apresentaram valores baixos e dificultavam a realização dos testes. Dessa forma, foi necessário concentrar o lodo com volume dobrado para identificar no respirograma o metabolismo das bactérias autotróficas nitrificadoras.

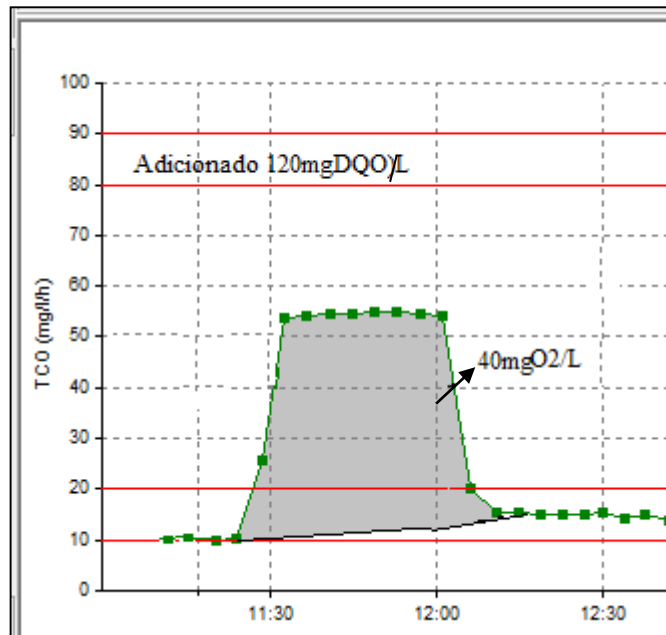
3.5.4 Determinação via respirometria das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas

A partir dos dados de TCO determinam-se as constantes cinéticas das bactérias heterotróficas: taxa de utilização específica máxima do substrato solúvel (K_{ms}), taxa de crescimento específica máxima (μ_m) e constante de meia saturação (K_{ss}), tendo como base a equação de Monod (1979), seguindo os passos:

(1) Fração catabólica do material orgânico

A fração catabólica do material orgânico apresentada pela respirometria é determinada através do consumo de oxigênio utilizado para oxidar a DQO aplicada no teste. A Figura 3.16 apresenta um exemplo típico de consumo de oxigênio (40 mgO₂/L) que representa 1/3 da concentração de DQO aplicada no teste (PORTO, 2007; VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Figura 3.16: Área do consumo de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica.



(2) A taxa de utilização do substrato é determinada por:

$$rus = \frac{TCO_{exo}}{fra_{cat}} \times 24 \quad (3.6)$$

Sendo:

TCO_{exo} = Taxa de consumo de oxigênio exógena

fra_{cat} = fração catabolizada

(3) A partir da TCO endógena, pode ser determinado o valor de X_a (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999):

$$X_a = \frac{TCO_{end}}{f_{cv}(1-f)b_h} \quad (3.7)$$

Sendo:

TCO_{end} = Taxa de consumo de oxigênio endógena

f_{cv} = 1,5 mgSSV/mgDQO

f = 0,2 (fração de massa que não pode ser oxidada)

b_h = Taxa de decaimento influenciada pela temperatura ($b_h = 0,24 \times 1,04^{(t-20)}$)

(4) Assim, calcula-se a constante de utilização do substrato:

$$K_{ms} = \frac{r_{us}}{X_a} \quad (3.8)$$

(5) Constante de crescimento:

$$\mu_m = Y_h K_{ms} \quad (3.9)$$

Sendo:

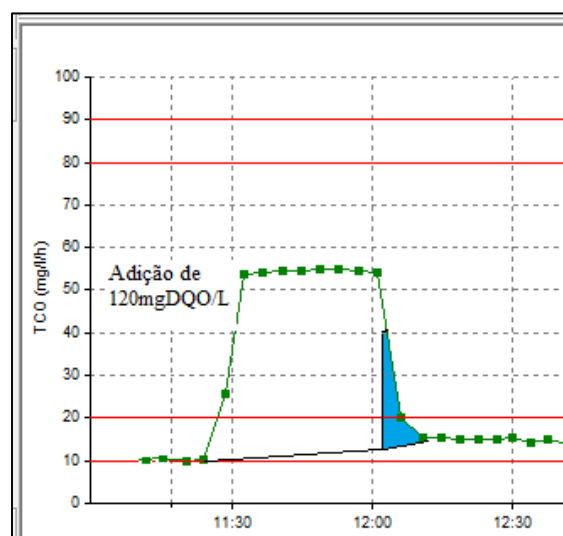
μ_m = Constante de crescimento;

Y_h = coeficiente de rendimento das heterotróficas - 0,45 mgXa/mgSb (MARAIS & EKAMA, 1976);

(6) A constante de meia saturação

A constante de meia saturação do substrato é a quantidade de substrato restante quando a TCO é a metade da TCO_{max} (PORTO, 2007). O valor de K_{ss} é determinado, calculando-se a área limitada pelo valor da $TCO_{max}/2$ e a TCO endógena, que é estabelecida após o consumo total do substrato, como ilustra a Figura 3.17.

Figura 3.17: Área para o cálculo da constante de meia saturação do substrato das bactérias heterotróficas



A constante cinética de crescimento das bactérias heterotróficas foi submetida ao teste de Tukey num nível de significância de 5%, com o intuito de avaliar o desempenho entre sistemas e etapas de operação.

3.5.5 Determinação via respirometria das constantes cinéticas das bactérias autotróficas

A taxa máxima de crescimento específico (μ_{\max}) é determinada quando se tem o conhecimento de fatores como: a taxa de nitrificação (r_n), a concentração de bactérias nitrificantes no reator (X_n) e a capacidade de nitrificação no reator (N_c). a determinação é baseada na equação 3.10:

$$\mu_{\max} = \frac{(Y * r_{\max})}{X_n} \quad (3.10)$$

Sendo:

X_n : concentração ativa das bactérias (X_n para autotróficas, mgX/L);

Y: coeficiente de rendimento das bactérias (0,1 mgX_N/mgN para autotróficas);

r_{\max} : taxa máxima de consumo do substrato (mgS/L/h), determinada através da TCO.

(1) A taxa de nitrificação para os dois grupos de bactérias atuantes nesse processo é determinada da seguinte forma:

$$\text{Nitritadoras- } r_{n(\text{nitri})}: \frac{\text{TCOn}}{4,57} \quad (3.11)$$

$$\text{Nitratadoras - } r_{n(\text{nitra})}: \frac{\text{TCOn}}{1,14} \quad (3.12)$$

Sendo:

TCO_n: TCO total devido à nitrificação (mgO₂/L/h);

$r_{n(\text{nitri})}$: taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado (mgNH₄⁺/mgX_n/d);

$r_{n(\text{nitra})}$: taxa de utilização máxima do nitrito (mgNO₂/mgX_n/d).

Os valores 4,57 e 1,14, respectivamente, dão o consumo estequiométrico de oxigênio por mol do substrato considerado (amônia ou nitrito).

(2) A capacidade de nitrificação é o resultado do material nitrogenado disponível para nitrificação, uma vez que parte de material não é oxidado e outra é utilizada para a produção de lodo:

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_l \quad (3.13)$$

Sendo:

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

N_{te} : concentração de NTK efluente (mgN.L^{-1});

N_l : concentração de NTK para a produção de lodo de excesso (mgN.L^{-1}).

Em que N_l é calculado por:

$$N_l = \frac{f_n X_v R_h}{R_s} \quad (3.14)$$

Sendo:

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

X_v : concentração de sólidos voláteis no licor misto (mgSSV.L^{-1}).

(3) A concentração das bactérias estudadas foi determinada da seguinte forma:

$$X_n = \frac{Y_n R_s N_c}{(1 + b_n R_s) R_h} \quad (3.15)$$

Sendo:

R_s : idade de lodo (d);

N_c : fluxo da concentração de amônia nitrificada (mgN/d);

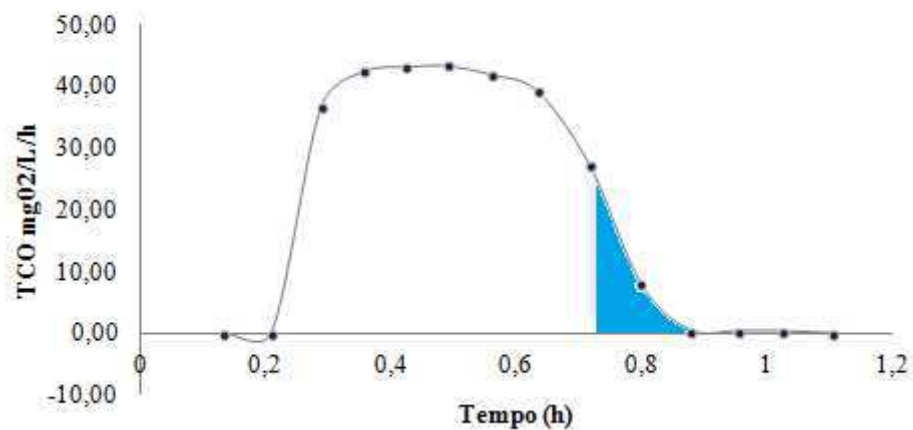
b_n : constante de decaimento para as $B_n = 0,04 * 1,04^{(t-20)}$, onde t é a temperatura de operação (d^{-1});

R_h : tempo de permanência (d);

Seguindo o mesmo princípio de determinação das constantes de meia saturação, deve-se determinar a concentração de substrato no momento em que $\mu = \frac{1}{2}\mu_m$, ou seja, que a

$TCOn = \frac{1}{2}TCO_{max}$. Esta determinação pode ser feita através do respirograma. Determina-se o momento em que a TCO exógena é metade da máxima e, em seguida, identifica-se o valor da área que corresponde ao oxigênio consumido para a utilização do substrato residual e, portanto, a amônia e/ou nitrito residual, através da soma de trapézios, e calcula-se a concentração do substrato amônia e/ou nitrito como a razão do valor da área hachurada (Figura 3.18).

Figura 3.18: Área para o cálculo da constante de meia saturação do substrato das bactérias autotróficas



As constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificantes foram submetidas a teste Tukey em nível de significância de 5%, com o intuito de avaliar o desempenho entre sistemas e etapas de operação.

APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 Introdução

Neste capítulo são apresentados e analisados os dados obtidos durante a fase experimental considerando o desempenho operacional e os parâmetros relevantes dentro do contexto da cinética de sistemas de lodo ativado, referentes aos processos de remoção de material orgânico e nutrientes (nitrogênio e fósforo) em três sistemas de lodo ativado (RBS-unitário, RBS- airlift e UCT). Também serão expostos e discutidos dados de atividade metabólica das bactérias heterotróficas e autotróficas e as constantes de utilização do material orgânico e de nitrificação, obtidos por meio de testes respirométricos. A maior parte dos dados foi organizada em valores médios dos valores determinados experimentalmente, sendo também apresentado, para cada média, os valores máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) e, na etapa de capacidade metabólica, foi utilizado o teste de Tukey, num nível de significância de 5%, para comparar as características entre reatores e fases de tratamento.

O período experimental da pesquisa compreendeu duas etapas: Etapa I – tratando essencialmente esgoto de Campina Grande – PB, com carga orgânica baixa, e Etapa II- esgoto modificado com carga orgânica alta.

4.2 Composição do esgoto e carga volumétrica

Na primeira etapa, os sistemas foram alimentados essencialmente com esgoto bruto de Campina Grande – PB sob os seguintes parâmetros operacionais: 4 bateladas por dia e volume por batelada de 8 L, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 11 horas e idade lodo de 20 dias para os sistemas em bateladas, unitários e airlift, e UCT com TDH de 29 horas e idade de lodo de 20 dias.

A composição do esgoto influencia significativamente no tratamento, principalmente quando se consideram sistemas de lodo ativado, pois os processos de remoção de matéria orgânica e nutrientes são realizados a partir das condições de tratamento e presença de substratos em proporções adequadas. A Tabela 4.1 mostra os valores típicos encontrados no esgoto bruto de Campina Grande – PB durante a primeira etapa da pesquisa e concentrações

tipicamente encontrados em esgoto sanitário de acordo com Metcalf & Eddy (2003) e Jordão e Pessôa (2011) caracterizado como esgoto médio.

Tabela 4.1: Composição do esgoto bruto tratado

Variáveis		Esgoto Bruto	METCAF & EDDY (2003) Médio	JORDÃO E PESSÔA(2011) Médio
DQO	(mgDQO/L)	363 ± 90	430	400
NTK	(mgN-NTK/L)	46 ± 7	40	40
Amônia (NH ₄ ⁺)	(mgN-NH ₄ ⁺ /L)	39 ± 7	25	20
Nitrato	(mgN-NO ₃ ⁻ /L)	ND	0	0,05
Nitrito	(mgN-NO ₂ ⁻ /L)	ND	0	0,2
Fósforo Total	(mgP/L)	7 ± 2	7	10
Ortofosfato	(mgP-PO ₄ /L)	5 ± 2	5	6
pH	-	7,2 ± 0,3	7	6,5-7,5
Alcalinidade Total	(mgCaCO ₃ /L)	357 ± 41	-	-
Alcalinidade HCO ₃	(mgCaCO ₃ /L)	303 ± 44	-	-
AGV	(mgCaCO ₃ /L)	92 ± 37	-	-

ND - Não detectado

Em termos de DQO, a matéria orgânica é dividida em duas grandes frações, a biodegradável e a não biodegradável que se subdividem em solúvel e particulada. A partir do método apresentado no Item 3.6.2, foi possível quantificar as frações presentes no esgoto de Campina Grande – PB. A partir do respirograma da Figura 4.1, verifica-se que o material biodegradável solúvel, representado pela área AI, foi consumido rapidamente e que o material biodegradável particulado, representado pela área AII, foi consumido de forma mais lenta.

O consumo do oxigênio apresentado pelo respirograma apresenta a quantidade de oxigênio utilizado no catabolismo. De acordo com van Haandel e Marais (1999) esse consumo representa 33% do consumo do material biodegradável, dessa forma, a concentração da mesma é calculada a partir das proporções encontradas no respirograma. Por outro lado, a concentração de f_{us} é encontrada por meio da proporção da DQO não consumida pelo sistema de lodo ativado, uma vez que a proporção de material não biodegradável solúvel não é consumida. Com isso, a proporção do material não biodegradável particulada é determinada por diferença.

Como exemplo de determinação das frações biodegradáveis da primeira etapa, utilizando o roteiro de cálculo do apêndice A, tem-se para Figura 4.1 uma DQO afluyente 150 mgDQO/L:

A partir do respirograma calculou-se, em planilha Excel, as áreas de consumo de oxigênio que é 1/3 da DQO consumida, com 10 mgO₂/L para o material biodegradável solúvel e 7 mgO₂/L para material biodegradável particulado, que correspondem, respectivamente, a 30 mgDQO/L e 21 mgDQO/L, assim encontra-se 51 mgDQO/L biodegradável de 150 mgDQO/L, que, em porcentagem, representam 33% de material biodegradável, com 19 % solúvel e 14% particulado.

De acordo com a remoção de DQO do sistema de lodo ativado, foi determinada a proporção de material não biodegradável solúvel que corresponde a f_{us} , a partir da relação DQOefluente/DQOafluente. Com valores de 80 mgDQO/L efluente e 310 mgDQO/L afluente, 25% do material é não biodegradável solúvel

Sabendo que 33% do material orgânico são biodegradáveis e 25% são não biodegradáveis solúvel, encontram-se 41% de material não biodegradável particulado ($f_{up} = 0,41$). Esses valores estão apresentados na Figura 4.2.

Figura 4.1: Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande -PB para caracterização das frações biodegradáveis afluentes.

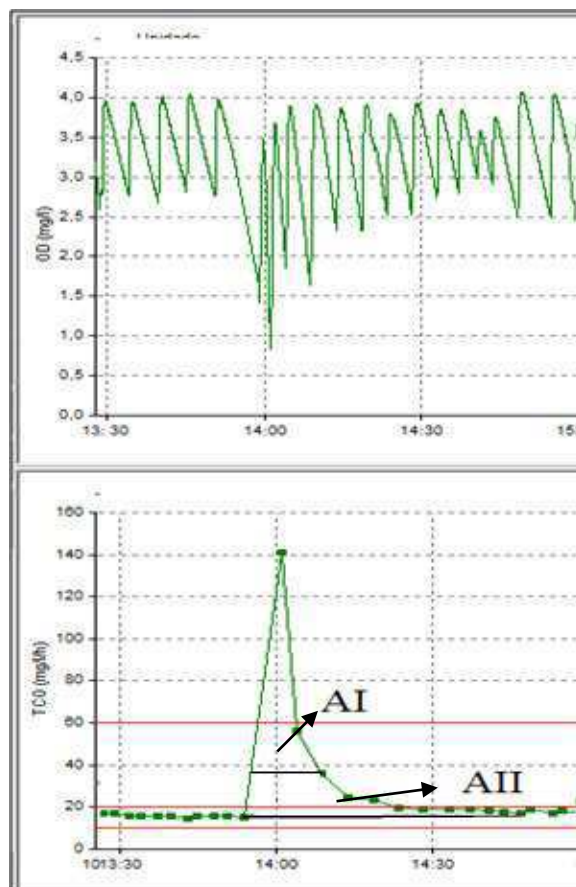
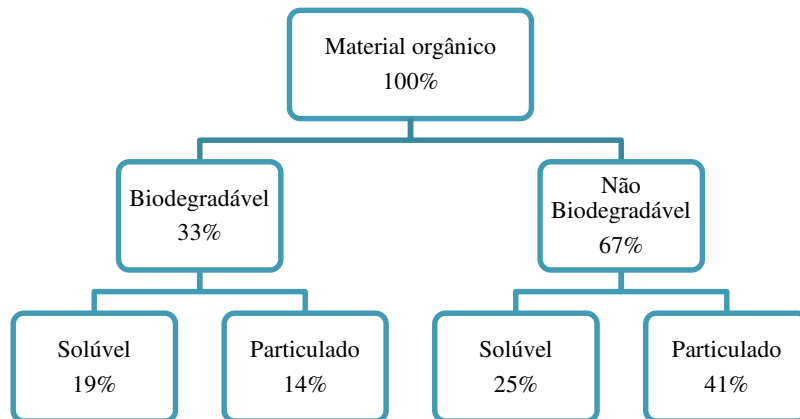


Figura 4.2: Fluxograma da composição do material orgânico do esgoto utilizado na primeira etapa



Fonte: Elaboração do autor.

As proporções encontradas no esgoto estudado não representam os valores típicos encontrados em esgotos sanitários. Muitos estudos mostram proporções totalmente diferentes das encontradas nesta pesquisa com uma parcela muito elevada de material não biodegradável (63%). Santos (2009), apresenta que cerca de 75% do material orgânico do esgoto de Campina Grande - PB era biodegradável com frações de material não biodegradável solúvel (f_{us}) de 0,11 e particulado (f_{up}) de 0,14, valores próximos às proporções de Silva Filho (2003) que apresentou valores de 80% biodegradável e f_{us} de 0,15 e f_{up} de 0,05.

A Tabela 4.2 mostra as cargas volumétricas aplicadas para cada sistema em termos de material orgânico (DQO), nitrogênio na forma de NTK e fósforo total. Os reatores em batelada, unitário e airlift, foram submetidos às mesmas cargas, enquanto que o sistema UCT trabalhou com cargas reduzidas quando comparadas aos mesmo, pois, geralmente, os sistemas em batelada têm capacidade de tratamento superior aos sistemas contínuos.

Tabela 4.2: Cargas volumétricas aplicadas aos sistemas de lodo ativado na primeira etapa

I Etapa - Carga volumétrica			
	RBS- unitário	RBS- Airlift	UCT
DQO (gDQO/m ³ .d ⁻¹)	775,0	775,0	297,8
NTK (gN-NTK/m ³ .d ⁻¹)	99,8	99,8	38,4
P - total (gP/m ³ .d ⁻¹)	15,1	15,1	5,8

Na segunda etapa da pesquisa foi utilizado esgoto enriquecido com uma mistura de arroz e feijão cozidos e triturados adicionados ao esgoto de Campina Grande - PB, e

mudanças operacionais como aumento no número de bateladas de 4 para 5 nos RBS com volume de 8 L por batelada tendo-se assim o TDH de 9 horas, e idade de lodo de 20 dias. No UCT o TDH foi reduzido a para 20 horas e a idade lodo permaneceu a mesma.

A Tabela 4.3 apresenta os valores encontrados do esgoto com adição de material orgânico utilizado na segunda etapa da pesquisa, evidenciando que as concentrações seguiram praticamente os mesmos valores, exceto, a matéria orgânica e fósforo total.

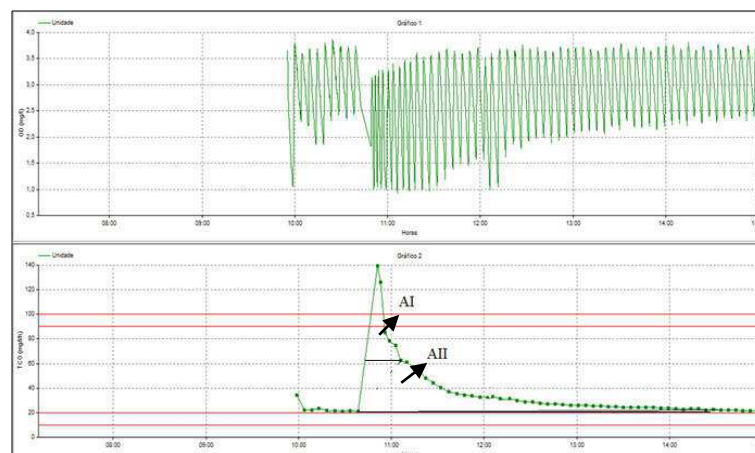
Tabela 4.3: Composição do esgoto típico da segunda etapa

Variáveis		Concentrações no Esgoto
DQO	(mgDQO/L)	679 ± 156
NTK	(mgN-NTK/L)	52 ± 10
Amônia (NH ₄ ⁺)	(mgN-NH ₄ ⁺ /L)	36 ± 9
Nitrato	(mgN-NO ₃ ⁻ /L)	ND
Nitrito	(mgN-NO ₂ ⁻ /L)	ND
Fósforo Total	(mgP/L)	10 ± 3
Ortofosfato	(mgP-PO ₄ /L)	6 ± 1
pH	-	7,0 ± 0,3
Alcalinidade Total	(mgCaCO ₃ /L)	383 ± 68
Alcalinidade HCO ₃	(mgCaCO ₃ /L)	272 ± 26
AGV	(mgCaCO ₃ /L)	103 ± 30

ND- Não detectado

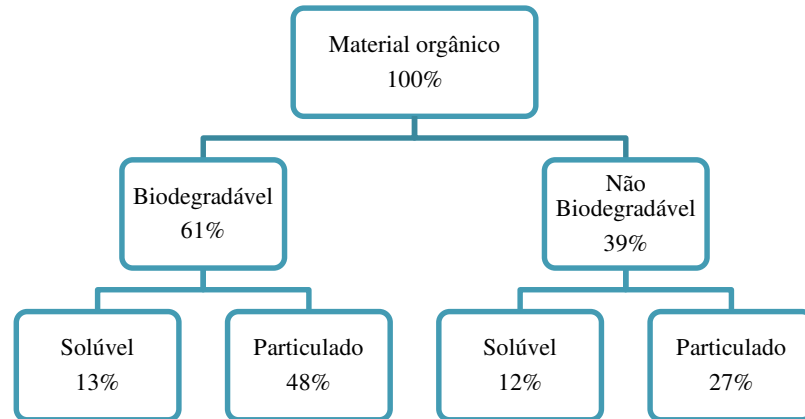
Com a modificação na composição do esgoto, as frações do material orgânico também sofreram mudanças e novos valores foram encontrados. Seguindo o mesmo método para determinar as frações do esgoto, o respirograma ilustrado na Figura 4.3 mostra a áreas referentes ao material biodegradável solúvel (AI) e o material particulado (AII).

Figura 4.3: Respirograma obtido durante teste em batelada com esgoto bruto de Campina Grande -PB para caracterização das frações biodegradáveis afluentes da etapa II.



Dessa forma, foi possível determinar as proporções do material orgânico característicos da segunda etapa. Como esperado, as frações encontradas a partir do teste apresentaram proporções superiores à primeira etapa, como mostra a Figura 4.4.

Figura 4.4: Fluxograma da composição do material orgânico do esgoto utilizado na segunda etapa



Com as mudanças operacionais e nas concentrações na água residuária utilizada nos sistemas para tratamento, a carga volumétrica aplicada nessa etapa aumentou substancialmente como mostra a Tabela 4.4.

Tabela 4.4: Cargas volumétricas aplicadas aos sistemas de lodo ativado na segunda etapa

II Etapa - Carga volumétrica			
	RBS- unitário	RBS- Airlift	UCT
DQO (gDQO/m ³ .d ⁻¹)	1925,3	1925,3	887,7
NTK (gN-NTK/m ³ .d ⁻¹)	138,7	138,7	63,9
P - total (gP/m ³ .d ⁻¹)	26,7	26,7	12,3

O desempenho do sistema é avaliado a partir da sua estabilidade que, por sua vez, está relacionada à constância dos valores de sólidos no mesmo. As Figuras 4.5, 4.6 e 4.7 mostram o comportamento dos sistemas, nas duas etapas, referentes a Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

Figura 4.5: Comportamento da concentração de sólidos- RBS- unitário

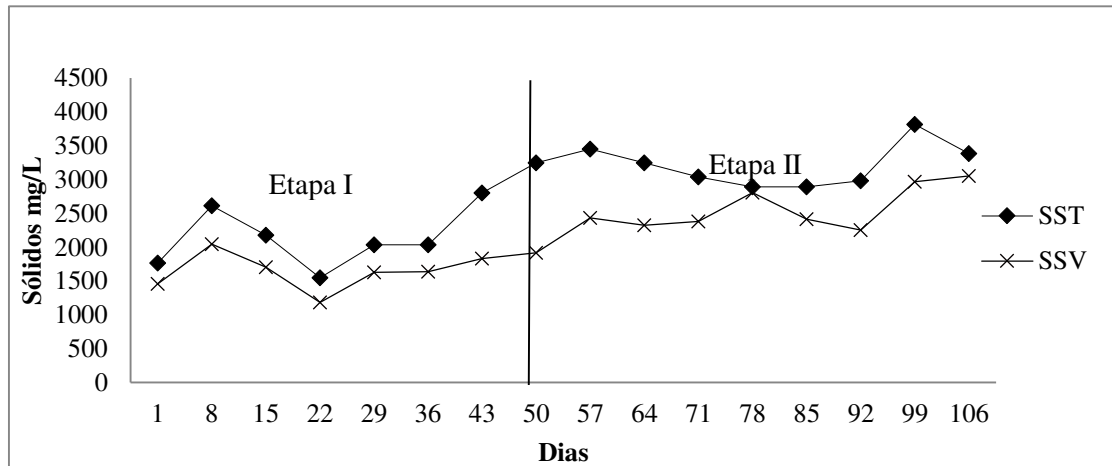


Figura 4.6: Comportamento da concentração de sólidos- RBS- airlift

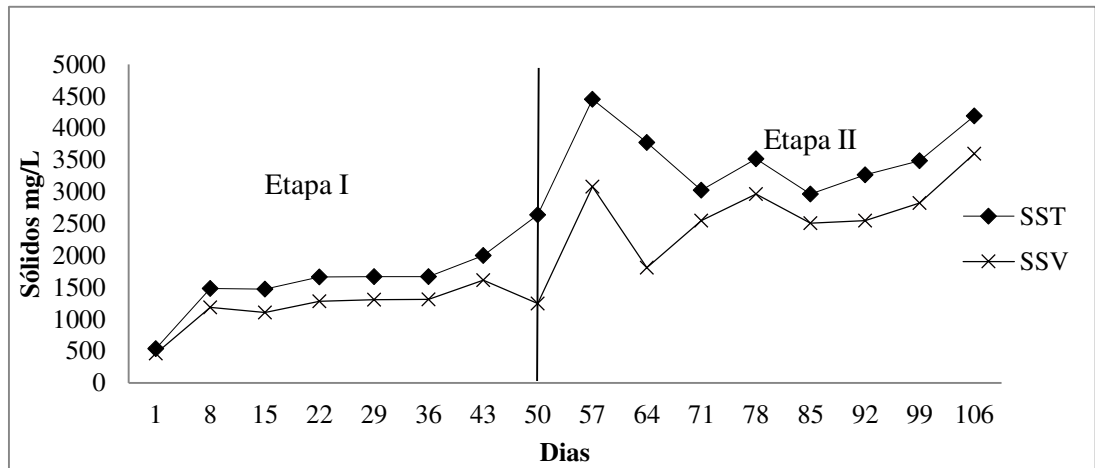
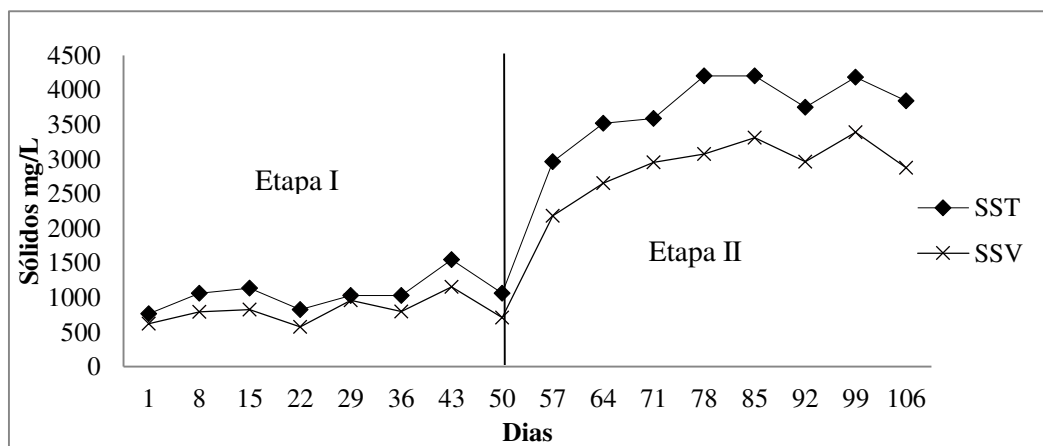


Figura 4.7: Comportamento da concentração de sólidos- UCT



Observa-se no comportamento dos sistemas um aumento de concentração significativo da primeira para a segunda etapa, indo ao encontro da afirmação de van Haandel e Marais

(1999) que o funcionamento do metabolismo bacteriano ocorre em função da quantidade de matéria orgânica e dos nutrientes aplicados no sistema.

Na etapa I os sistemas RBS - unitário e RBS - airlift produziram muito mais lodo que o sistema UCT chegando a concentrações médias de 1707,4 mgSSV/L, 1292,6 mgSSV/L e 830,9 mgSSV/L, respectivamente. Esse contraste pode ser atribuído à diferença de TDH dos sistemas em bateladas (11 horas), enquanto que o contínuo trabalhava num regime de 29 horas, verificado na segunda etapa.

Comparativamente, a produção de lodo não correspondeu às pré-estabelecidas pelo modelo descrito por Van Handel e Marais (1999) utilizando as frações de matéria orgânica determinadas pelos testes respirométricos, da primeira e segunda etapa. Os valores teóricos (Tabela 4.6) foram diferentes dos encontrados experimentalmente, principalmente na segunda etapa, podendo estes ser atribuídos à presença de lodo no efluente descarregado no processo de alimentação/descarte dos sistemas em batelada.

Quando analisados os valores estatísticos das concentrações de SST e SSV do licor misto dos sistemas experimentais estudados. Foi observado que os valores de concentração de SST e SSV mantiveram coeficientes de variação entre 0,1 e 0,2 durante todo o período de monitoramento, como mostram as Tabelas 4.5 e 4.6.

Tabela 4.5: Concentrações de SST do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS -unitário, RBS-airlift e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

SST (mg/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT
Média	2352	1800	1098	3488	3516	3783
DP	527	379	204	908	574	431
CV	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1
Max	3246	2640	1548	5592	4454	4206
Min	1548	1472	826	2892	2966	2966

Tabela 4.6: Concentrações de SSV do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS -unitário, RBS-airlift e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

SSV (mg/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT
Média	1707	1257	831	2579	2554	2816
DP	255	207	171	314	626	506
CV	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
Max	2044	1614	1156	3054	3516	3392
Min	1186	854	578	2254	1598	1990
Valores teóricos	1900	1900	1400	3300	3300	3000

4.3 Desempenho dos sistemas

A Figura 4.8 e a Tabela 4.7 apresentam o comportamento das concentrações de DQO afluente e efluente dos sistemas estudados, em que se observa uma diferença significativa da concentração de DQO afluente entre etapas. Foi observado que a concentração afluente na etapa I apresentou um coeficiente de variação de 0,1 enquanto que na etapa II foi de 0,3.

Figura 4.8: DQO afluente e efluente dos sistemas experimentais em função do período de monitoramento

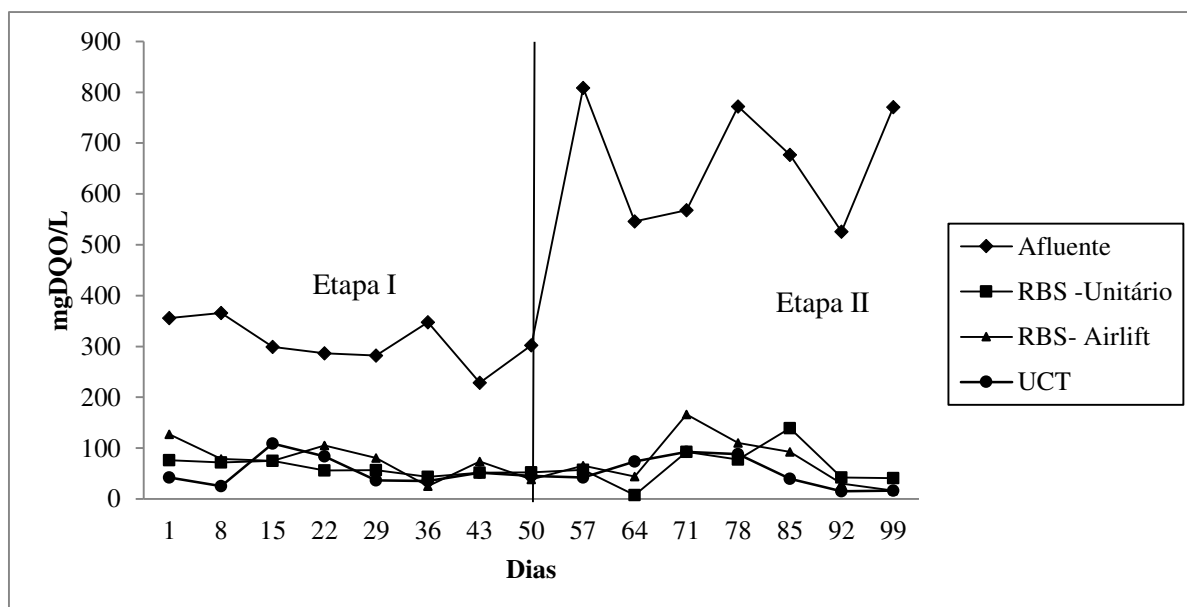


Tabela 4.7: Concentrações de DQO afluente e efluente dos sistemas experimentais de referentes às duas etapas de monitoramento.

DQO (mg/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS unitário	RBS Airlift	UCT	Afluente	RBS unitário	RBS Airlift	UCT
Média	302	58	68	84	649	65	66	52
DP	42	10	25	67	156	43	38	32
CV	0,1	0,2	0,3	0,8	0,2	0,7	0,6	0,6
Max	366	75	105	236	808	139	110	92
Min	229	43	25	25	426	7	16	15

A análise de eficiência dos sistemas mostrou que, na etapa I, os sistemas não apresentaram uma boa eficiência, como geralmente apresentam esses tipos de sistemas, acima de 90% (NÓBREGA, 2009; SILVA, 2009; SANTOS, 2009). As eficiências foram RBS-unitário 82%, RBS-airlift 79% e o UCT 83%. Esses valores podem ser justificados pela grande quantidade de material não biodegradável solúvel presente no esgoto tratado.

Devido à baixa concentração de matéria orgânica biodegradável, a geração de lodo foi reduzida e, conseqüentemente, os processos de desnitrificação e biodesfosfatação ficaram prejudicados, pois uma alta concentração de lodo ativo é instrumental para o desenvolvimento dos dois processos.

Em contrapartida, na segunda etapa os sistemas apresentaram percentuais de remoção próximos aos encontrados na literatura: RBS- unitário 91%, RBS- airlift 91% e UCT 93%, respectivamente, com concentrações médias inferiores a 100 mgDQO/L nos efluentes.

Normalmente, as bactérias autotróficas, responsáveis pela nitrificação, têm crescimento mais lento que as bactérias heterotróficas, portanto requerem uma idade de lodo maior. As Figuras 4.9, 4.10 e 4.11 mostram os valores encontrados de NTK afluente, NTK efluente nitrito e nitrato dos sistemas estudados. No sistema contínuo o processo de nitrificação foi eficiente desde o início da operação. No entanto, nos RBS a nitrificação acabou se estabelecendo só depois de um período longo de operação, possivelmente devido à aeração insuficiente.

Figura 4.9: Gráfico do comportamento das frações de nitrogênio – RBS-unitário

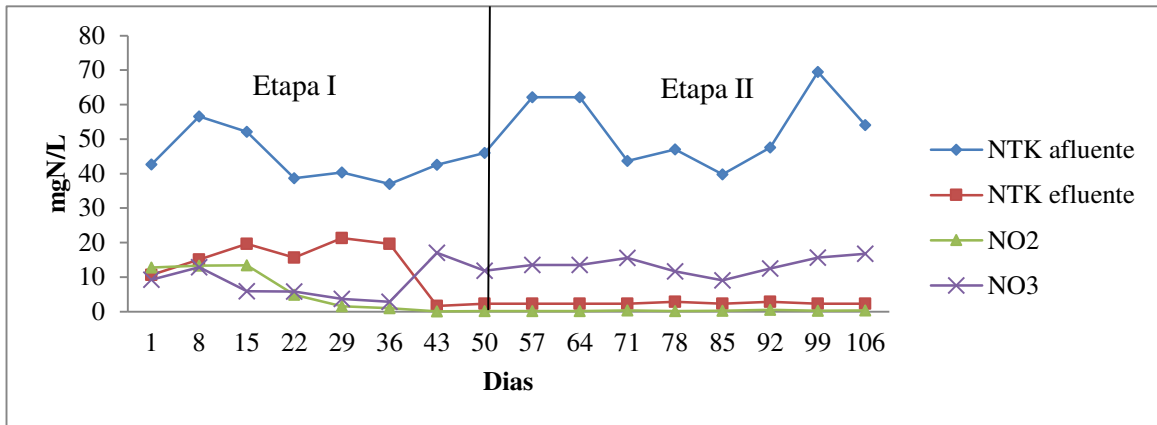


Figura 4.10: Gráfico do comportamento das frações de nitrogênio – RBS-airlift

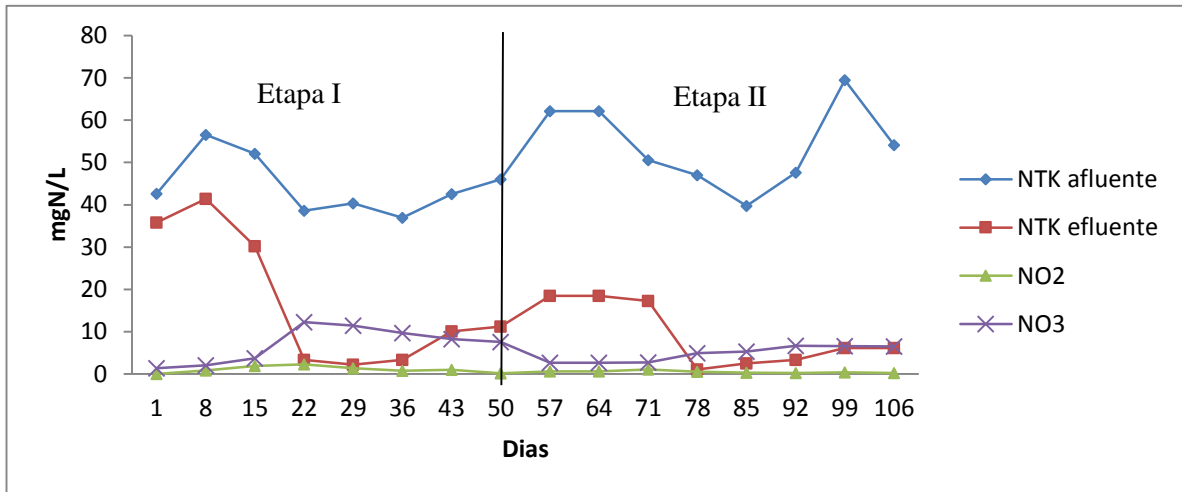
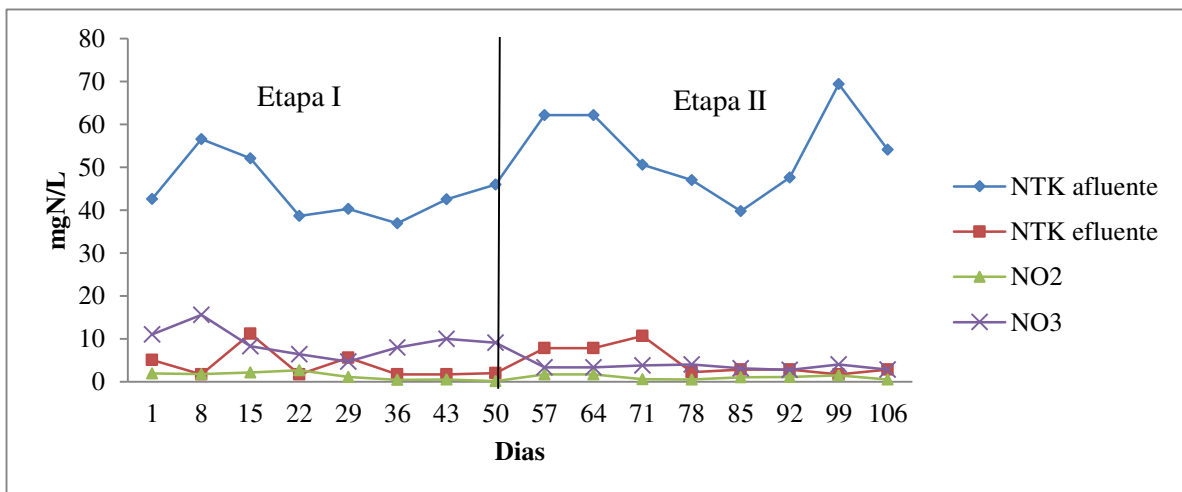


Figura 4.11: Gráfico do comportamento das frações de nitrogênio – UCT



Os problemas com a nitrificação, na primeira etapa, refletiram consideravelmente nos percentuais de remoção de NTK e amônia, como mostram as Tabelas 4.8 e 4.9, inclusive quando se trata na comparação com valores encontrados na literatura. Derks (2007), Nóbrega (2009), Silva Filho (2009) e Santos (2009) encontraram percentuais de remoção de nitrogênio nas formas de NTK e amônia acima de 90%.

Logo após a mudança de operação, o RBS – airlift e o UCT apresentaram uma pequena queda de eficiência na nitrificação, o que pode ser justificado pelo aumento de esgoto tratado, porém, após duas semanas as populações se estabilizaram e mantiveram uma boa conversão.

Tabela 4.8: Concentrações de NTK afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

NTK	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS unitário	RBS airlift	UCT	Afluente	RBS unitário	RBS airlift	UCT
Média	43	13	17	6	52	2	9	4
Remoção (%)	-	70	60	86	-	96	83	92
DP	6,7	7,2	15,0	5,0	10,6	0,3	9,3	3,4
CV	0,1	0,5	0,8	0,8	0,2	0,1	1,0	0,7
Max	57	21	41	17	69	2,8	26	11
Min	37	2	2	2	40	2,2	1,1	1,7

Tabela 4.9: Concentrações de amônia afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

Amônia (mg/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS unitário	RBS airlift	UCT	Afluente	RBS unitário	RBS airlift	UCT
Média	36	12	13	2	36	1	8	3
Remoção	-	67	64	93	-	96	78	91
DP	8	8	14	2,0	8	0,4	10	4
CV	0,2	0,6	1,0	0,8	0,2	0,3	1,2	1,3
Max	50	21	39	6	47	2	25	10
Min	29	0,56	1,68	0,5	22	0,6	1,1	0,6

Nas Tabelas 4.10 e 4.11 estão expostas as concentrações de NO_2^- e NO_3^- , respectivamente, representadas pela média, desvio padrão, coeficiente de variação e valores máximos e mínimos. Pode-se observar que, em todos os sistemas, a concentração de nitrito era muito baixa, o que indica que à temperatura da investigação (25 °C) a taxa de nitratação era igual ou superior à de nitrificação

A principal diferença encontrada entre sistemas é a baixa concentração de NO_3^- nos efluentes do RBS- airlift e UCT, concentrações próximas a 5 mgN- NO_3^-/L , enquanto que o RBS – unitário se mantém com valores superiores a 15 mgN- NO_3^-/L em quase todo o tempo da pesquisa. Os fatores que se pode associar a essa elevada concentração de nitrato são: (1) elevada concentração de oxigênio dissolvido (> 3mgOD/L) e (2) regime operacional com 78% do tempo do ciclo em ambiente aeróbio, não proporcionando o processo de desnitrificação.

Tabela 4.10: Concentrações de nitrito no efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

Nitrito (mgN- NO_2^-/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS unitário	RBS airlift	UCT	RBS unitário	RBS airlift	UCT
Média	4,9	1,2	1,3	0,3	0,5	1,0
DP	2,0	0,7	0,4	0,1	0,3	0,5
CV	0,4	0,6	0,3	0,4	0,6	0,5
Max	28,9	2,3	5,3	0,5	1,1	1,7
Min	0,0	0,2	0,2	0,1	0,2	0,5

Tabela 4.11: Concentrações de nitrato no efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

Nitrato (mgN- NO_3^-/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS unitário	RBS airlift	UCT	RBS unitário	RBS airlift	UCT
Média	8,6	7,9	8,9	13,5	5,1	3,4
DP	5,4	3,8	3,4	2,7	1,7	0,5
CV	0,6	0,5	0,4	0,2	0,3	0,2
Max	17,0	12,3	15,6	16,8	6,7	4,0
Min	0,3	2,1	1,6	9,1	2,7	2,8

Os valores de pH do afluente e efluente dos sistemas estudados foram próximos de uma faixa de neutralidade, entre 6,5 e 8,36, para a atividade biológica e se mantiveram pouco

variáveis durante todas as etapas de monitoramento. Essa estabilidade perto da neutralidade foi relacionada à disponibilidade suficiente de alcalinidade afluente que permitiu a tamponação do efluente no período de nitrificação que, normalmente, é responsável pelo consumo da mesma reduzindo, assim, o pH.

Pode-se notar que a alcalinidade nos sistemas diminuiu devido à nitrificação, porém não chegou a causar instabilidade do pH, porque permaneceu muito maior que 50 ppm CaCO_3 , o suficiente para a promoção eficiente dos processos biológicos em todos os sistemas, conforme mostrado na tabelas 4.12.

Tabela 4.12: Alcalinidade total afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

Alcalinidade total	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT	Afluente	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT
Média	383	208	209	172	383	168	220	213
DP	28	51	66	24	69	18	51	30
CV	0,07	0,2	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
Max	445	269	323	209	532	203	294	234
Min	358	104	128	147	327	147	159	149

Na Tabela 4.13 estão expostos os valores estatísticos das concentrações de fósforo total do afluente e efluente dos sistemas experimentais estudados. De maneira geral, os valores médios do afluente obtiveram baixos coeficientes de variação nas duas etapas de monitoramento, com percentuais abaixo de 20 %. Em contrapartida os valores médios do efluente de todos os sistemas estudados foram elevados nas duas etapas de monitoramento, indicando instabilidade de todos os sistemas estudados na remoção de fósforo total. Essa instabilidade pode ser atribuída a concentrações baixas de material orgânico na primeira etapa e a competição por ele no processo de desnitrificação na segunda etapa.

Tabela 4.13: Fósforo total afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

P-total (mg/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT	Afluente	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT
Média	7	2	4	3	10	6	1	1
DP	1	2	3	2	2	3	0,5	0,4
CV	0,1	0,6	0,7	0,5	0,2	0,5	0,5	0,5
Max	9	4	10	5	11	10	1	1
Min	5	0,3	0,2	0,8	7	2	0,3	0,3

Tabela 4.14: Ortofosfato afluente e efluente dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

Ortofosfato (mg/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT	Afluente	RBS Coluna de Bolha	RBS Airlift	UCT
Média	5	2	3	2	6	3	1	0,5
DP	1	1,46	2,87	1,66	2	2	0,5	0,5
CV	0,2	0,7	0,9	0,8	0,3	0,7	0,2	0,7
Max	6,15	3,73	9,66	4,70	8,04	5,16	0,80	0,73
Min	3,40	0,18	0,22	0,14	3,86	0,73	0,46	0,12

Analisando o comportamento dos sistemas e suas configurações, com o aumento da carga orgânica, conseqüentemente o acréscimo da disponibilidade de material orgânico da etapa I para a etapa II, os sistemas RBS-airlift e UCT apresentaram uma remoção significativa tanto em termos de fósforo total quanto ortofosfato apresentando concentrações de 1 mgP/L no efluente, como mostram as tabelas 4.13 e 4.14. Dessa forma, na segunda etapa as configurações tiveram papel fundamental para esse resultado, uma vez que o ambiente R1 (anaeróbio) do UCT e o reator anóxico do RBS-airlift proporcionaram o processo de biodesfosfatação. O mesmo não se verificou no reator unitário, pela alta concentração de nitrato no fim do ciclo.

Nóbrega (2009) constatou a mesma remoção com a operação de um sistema RBS semelhante ao operado nesta pesquisa, obtendo uma relação de 0,02 mgP/mgDQO aplicada com 75% do material orgânico biodegradável. Nos sistemas experimentais operados foi observada, na etapa I, uma relação de 0,02 mgP/mgDQO para RBS-unitário, 0,015 mgP/mgDQO para RBS-airlift e 0,02 mgP/mgDQO para UCT, com apenas 40% de material orgânico biodegradável e na etapa II 0,005 mgP/mgDQO para RBS-unitário, 0,015

mgP/mgDQO para RBS-airlift e 0,015 mgP/mgDQO para UCT com 62% do material orgânico biodegradável.

Van Haandel e Marais (1999), expõem que, para lodo sem presença de bactérias acumuladoras de fósforo, a relação de mgP/mgDQO removidos é de 0,005 para esgoto bruto e idade de lodo de 20 dias, assim, exceto o RBS - unitário na etapa II, todos os sistemas apresentaram valores superiores aos encontrados pelo autor

4.3.1 Sedimentabilidade dos sistemas

Nas Tabelas 4.15 e 4.16 são apresentados os valores estatísticos do Índice Volumétrico de Lodo – IVL₃₀ e as constantes de Vesilind (V_o – velocidade e k-adensamento), referentes à sedimentabilidade do lodo gerado nos sistemas experimentais.

Para o IVL₃₀, observa-se que na etapa I o coeficiente de variação foi pequeno para todos os sistemas, com destaque para os sistemas RBS unitário e airlift, que obtiveram médias relativamente menores do que as do sistema contínuo. Na etapa II, os valores dos sistemas RBS apresentaram um aumento no coeficiente de variação, conseqüente do aumento do seus valores médios quando comparado com a etapa I (de 77 ml/L para 95,62 ml/L). Os valores do sistema UCT revelaram um baixo coeficiente de variação, embora tenha ocorrido um aumento do valor médio de 183 ml/L para 208,83 ml/L.

As constantes de sedimentabilidade apresentaram comportamento diferenciado entre etapas e entre sistemas. De modo geral, o sistema RBS - unitário obteve uma perda de qualidade na transição para a etapa II adquirindo valores semelhantes aos dos demais sistemas avaliados. No RBS - airlift, o valor médio de k permaneceu o mesmo nas duas etapas de monitoramento, não havendo mudança na transição das mesmas. No sistema UCT houve uma pequena diminuição do valor médio, resultando em uma pequena melhora na característica de sedimentação.

Tabela 4.15: Constantes de sedimentabilidade na Etapa I

I Etapa									
	RBS-unitário			RBS-airlift			UCT		
	k	V_o	IVL ₃₀	k	V_o	IVL ₃₀	k	V_o	IVL ₃₀
Média	0,32	11,09	77,1	0,44	11,73	107,3	0,46	8,46	182,6
DP	0,03	2,48	14,6	0,04	3,23	14,2	0,07	1,38	32,7
CV	0,08	0,22	0,2	0,10	0,28	0,1	0,16	0,16	0,2
Max	0,36	14,2	99,2	0,54	15,8	135,9	0,58	10,9	325,5
Min	0,28	7,8	10,3	0,41	6,8	15,4	0,36	6,7	16,5

Tabela 4.16: Constantes de sedimentabilidade na Etapa II

II Etapa									
	RBS-unitário			RBS-airlift			UCT		
	k	Vo	IVL ₃₀	K	Vo	IVL ₃₀	k	Vo	IVL ₃₀
Média	0,42	13,09	85,5	0,45	16,66	102,3	0,43	11,75	208,8
DP	0,03	2,43	16,8	0,06	3,26	27,8	0,06	1,98	31,7
CV	0,06	0,2	0,2	0,14	0,2	0,3	0,14	0,17	0,2
Max	0,38	9,2	101,4	0,37	10,3	132,6	0,32	9,1	255,8
Min	0,47	13,1	55,3	0,58	16,7	44,9	0,51	11,8	151,7

4.4 Testes respirométricos para determinação dos parâmetros cinéticos das bactérias heterotróficas e autotróficas

Para identificar a capacidade metabólica dos lodos gerados nos sistemas RBS-unitário, RBS- airlift e UCT foram feitos testes respirométricos com o intuito de determinar parâmetros cinéticos característicos das bactérias heterotróficas, responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, e das autotróficas, responsáveis pelo processo de nitrificação. Foi determinada a velocidade do metabolismo, através da Taxa de Consumo de Oxigênio, utilizando substratos específicos para cada tipo de população: acetato de sódio como fonte de material orgânico para determinar a cinética das bactérias heterotróficas; cloreto de amônio, fonte de material nitrogenado para as bactérias nitrificantes e nitrito de sódio, fonte de material nitrogenado para as bactérias nitrificadoras, conforme ilustrado na Figura 4.12.

Figura 4.12: Respirograma para determinar o metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas



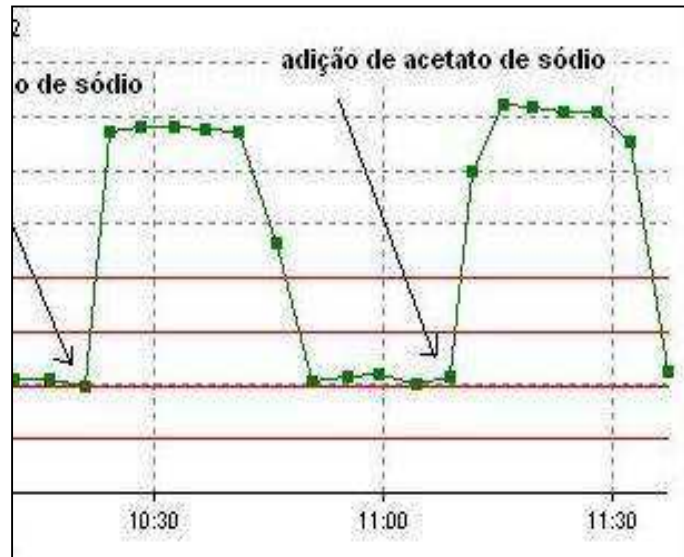
O desempenho metabólico das populações bacterianas dos sistemas experimentais de lodo ativado foi avaliado sob duas óticas: (1) a influência da carga aplicada e da operação dos sistemas e (2) a comparação da atividade da biomassa em sistemas de regimes hidráulicos diferentes. Esta avaliação foi feita tanto para as bactérias heterotróficas como para as autotróficas.

4.4.1 Metabolismo das bactérias heterotróficas

A partir dos testes respirométricos com a determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio é possível determinar várias particularidades do metabolismo do material orgânico pela biomassa do lodo: a fração catabólica do material orgânico, a concentração de lodo ativo, constantes de crescimento máximo e de utilização específica de material orgânico, TCO específica e constante de meia saturação.

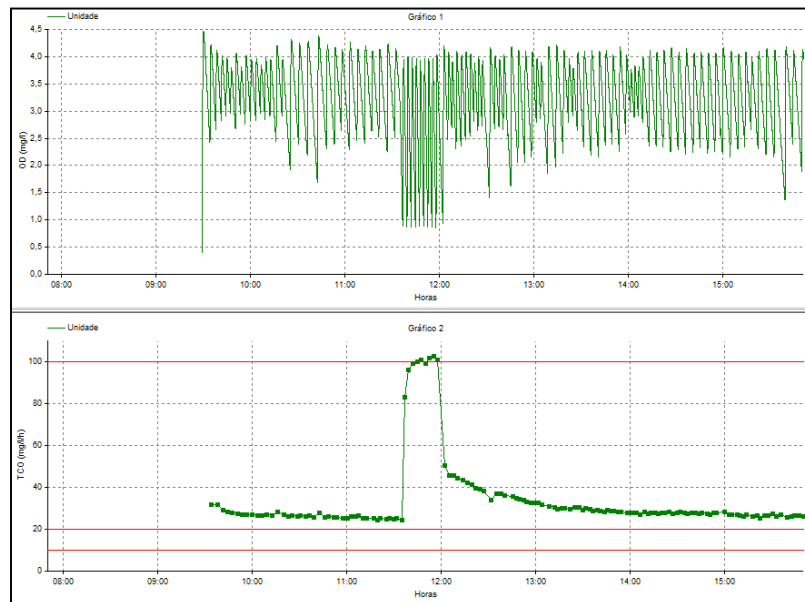
O perfil de TCO apresentado nos testes respirométricos dos sistemas experimentais em batelada e contínuo quando usado o acetato de sódio como substrato, mostrou um comportamento diferenciado aos encontrados na literatura. Em lodos com bactérias ordinárias, depois de consumido o material extracelular adicionado no teste a TCO volta imediatamente ao valor de TCO endógena, como mostra a Figura 4.13. Em contrapartida, os testes respirométricos dos sistemas RBS - unitário, RBS - airlift e UCT depois de atingir o valor máximo de TCO exógena referente à utilização do material externo, a TCO cai repentinamente para um valor mais baixo que a máxima, mas superior à respiração endógena, diminuindo gradualmente até o valor original da respiração endógena. A Figura 4.14 apresenta o perfil do sistema RBS – airlift no dia 25/06/13 mostrando esse comportamento que é comum para os três sistemas durante as duas etapas de tratamento.

Figura 4.13: Perfil típico da TCO obtido com respirômetro na adição de duas cargas de substrato solúvel a uma batelada de lodo ativado de bactérias convencionais (adição de 2*60 mgDQO/L)



Fonte: van Haandel e Catunda, 2014.

Figura 4.14: Respirograma ilustrando o perfil da TCO obtido com respirômetro na adição de substrato de sódio com lodo do sistema RBS-airlift (25/06/13).



Van Haandel e Catunda (2014) afirmam que existe uma diferença entre o comportamento da utilização do oxigênio para lodos convencionais e com presença de bactérias acumuladoras de fósforo (poli-P). Em lodos com a presença de poli-P, parte do

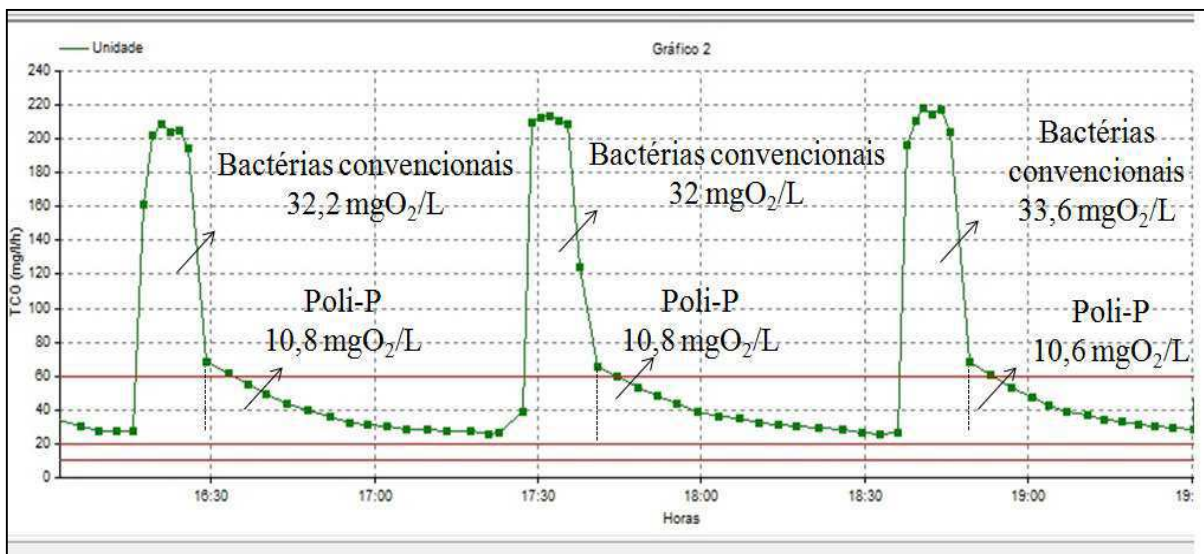
material orgânico é utilizado por bactérias ordinárias, enquanto outra parte é absorvida pelas poli-P, armazenada como polihidroxidobutirato (PHB) e consumido na falta de material externo. Em lodos convencionais todo o material é consumido de uma só vez. Assim, com as figuras apresentadas anteriormente, o comportamento diferenciado do consumo de material orgânico solúvel está relacionado às populações presentes na biomassa dos sistemas operados.

Esses fatores afetam significativamente a determinação da fração catabólica e da constante de meia saturação, parâmetros cinéticos estabelecidos pelo modelo desenvolvido por van Haandel e Marais (1999).

A fração catabólica (f_{cat}) é determinada utilizando a respirometria através do consumo de oxigênio para a respiração exógena, ou seja, é a proporção da quantidade de oxigênio utilizado pela quantidade de material orgânico utilizado no teste, em mgDQO/L.

A Figura 4.15 ilustra o consumo de oxigênio pelas populações bacterianas para oxidação da matéria orgânica em três bateladas de acetato de sódio na concentração de 120 mgDQO/L. Observa-se que o consumo do oxigênio total apresenta valores de 43 mgO₂/L, 42,8 mgO₂/L e 44,2mgO₂/L, respectivamente, correspondendo a frações catabólicas de 0,36. Dessa forma, utilizando o consumo total das bactérias os valores calculados se aproximam do encontrado em lodos convencionais que é 0,33.

Figura 4.15: Interpretação do perfil típico da TCO de lodo que tem bactérias heterotróficas.



O lodo ativo (X_a) é a parcela da biomassa composta por bactérias vivas que efetivamente realizam o metabolismo, desenvolvendo-se e decaindo continuamente. A

estimativa do lodo ativo é feita por meio da atividade das bactérias na falta de substrato, momento da TCO endógena (TCO_{end}). Para a determinação do X_a foi utilizada a Equação 3.7 com valores de $f_{cv} = 1,5$ mg SVS/mgDQO, $f = 0,2$ e decaimento estipulado com $b_h = 0,24(1,04)^{(t-20)} d^{-1}$, levando em consideração que a temperatura permanecia próximo a $25^\circ C$.

A Tabela 4.17 apresenta os dados de TCO_{end} para os lodos dos sistemas RBS-unitário, RBS-airlift e UCT. Percebe-se que a TCO_{end} dos sistemas RBS apresenta valores maiores que no sistema contínuo nas duas etapas com valores de coeficientes de variação baixos. Essa mesma avaliação pode ser feita para os valores de X_a (Tabela 4.18), pois, como mostrado anteriormente, há dependência entre os mesmos (Equação 3.7). Os sistemas RBS- unitário e RBS – airlift, durante as duas etapas apresentaram as mesmas faixas de concentrações de X_a , mesmo com o aumento da carga volumétrica aplicada na segunda etapa da pesquisa. Por outro lado, o sistema UCT mostrou um aumento na concentração de lodo ativo da etapa I para etapa II.

Tabela 4.17: TCO_{end} dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

TCO_{end} (mgDQO/L/h)	Etapa I			Etapa II		
	RBS- unitário	RBS- airlift	UCT	RBS- unitário	RBS- airlift	UCT
Média	14,1	14,7	6,7	15,8	13,9	10,0
DP	2,7	2,5	1,8	2,1	2,3	1,7
CV	0,2	0,2	0,3	0,1	0,2	0,2
Máximo	14,1	14,7	6,7	15,8	13,9	10,0
Mínimo	10,2	10,1	4,5	13,9	11,7	8,1
Número de testes	10	10	10	4	4	4

Tabela 4.18: Lodo ativo (X_a) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

X_a (mg X_a /L)	Etapa I			Etapa II		
	RBS- unitário	RBS- airlift	UCT	RBS- unitário	RBS- airlift	UCT
Média	976,2	1003,6	509,7	1186,8	953,0	721,5
DP	197,7	177,0	184,7	230,1	155,3	169,1
CV	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2
Máximo	976,2	1003,6	509,7	1186,8	953,0	721,5
Mínimo	696,6	671,8	302,7	1018,5	798,6	554,1
Número de testes	10	10	10	4	4	4

Levando em consideração o modelo descrito por van Haandel e Marais (1999), a estimativa dos valores de lodo ativo, na primeira etapa, é de 0,98 gX_a/L para os sistemas em batelada e 0,35 gX_a/L para o sistema contínuo; na segunda etapa, o modelo estima a concentração de 1,3 gX_a/L para os sistemas em batelada e 0,97 gX_a/L para o sistema contínuo. Dessa forma, percebe-se que os valores determinados via respirometria são próximos aos estimados pelo modelo.

O valor de TCO_{exo} normalmente é expresso na forma de TCO_{esp}, quando determinada a proporção da taxa de consumo de oxigênio por grama de lodo ativo (X_a), apresentado na Tabela 4.19. Os valores encontrados são relacionados aos dois parâmetros discutidos anteriormente, uma vez que os sistemas RBS-unitário e RBS-airlift apresentaram médias relativamente maiores que o UCT na etapa I e na etapa II. O sistema RBS - unitário aumentou as médias de 60 mgDQO/gX_a/h para 90,8 mgDQO/gX_a/h, aumentando numa proporção de 34% como os demais sistemas, de 56 mgDQO/gX_a/h para 87,5mgDQO/gX_a/h (RBS-airlift) e 51,1 mgDQO/gX_a/h para 79,9 mgDQO/gX_a/h (UCT).

Tabela 4.19: TCO específica (TCO_{esp}) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

TCO _{esp} (mgDQO/gX _a /h)	Etapa I			Etapa II		
	RBS-unitário	RBS-airlift	UCT	RBS-unitário	RBS-airlift	UCT
Média	60,0	59,5	51,1	90,8	87,5	79,9
DP	10,9	10,8	11,4	6,4	13,3	13,7
CV	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2
Máximo	76,5	85,8	70,0	97,8	101,2	95,4
Mínimo	43,3	46,2	30,6	85,2	74,7	69,6
Número de testes	10	10	10	4	4	4

As constantes cinéticas do metabolismo das bactérias heterotróficas são determinados a partir dos dados encontrados de TCO_{exo}. Os valores estatísticos das constantes de utilização de substratos (K_{ms}) e de crescimento (μ_m) dos sistemas de lodo ativado nas duas etapas de monitoramento estão apresentados nas Tabelas 4.20 e 4.21. Conforme descrito no Capítulo 3 - Materiais e Métodos, os resultados de μ_m foram submetidos a tratamento estatístico descritivo e ao teste de Tukey em nível de 5% de significância. Os valores estão expressos em valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação, máximo e mínimo, com as médias classificadas por letras, conforme a diferença estatística apresentada entre etapas (letras

maiúsculas) e confronto entre sistemas (letras minúsculas). Os dados utilizados para realização da análise estatística estão apresentados no Apendice B.

Os sistemas apresentaram valores de K_{ms} e μ_m semelhantes quando comparados entre si e diferença estatística quando confrontadas nos dois períodos de operação. De acordo com esse comportamento, percebe-se que a composição do esgoto e a carga aplicada têm mais influência sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas do que a configuração dos sistemas.

Tabela 4.20: Constante de utilização do substrato (K_{ms}) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

K_{ms} (mgDQO/mgX _a /d)	I Etapa						II Etapa					
	RBS-unitário		RBS-airlift		UCT		RBS-unitário		RBS-airlift		UCT	
Média	6,5	aA	5,9	aA	6,0	aA	7,4	aB	6,7	aB	8,3	aB
DP	1,1		0,8		1,4		0,9		0,5		0,3	
CV	0,2		0,1		0,2		0,1		0,1		0,1	
Máximo	8,2		7,8		8,2		8,2		7,1		8,4	
Mínimo	4,8		4,9		4,5		6,4		6,0		7,9	
Número de testes	10		10		10		4		4		4	

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Tabela 4.21: Constante de crescimento (μ_m) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

$\mu_m(d^{-1})$	I Etapa						II Etapa					
	RBS-unitário		RBS-airlift		UCT		RBS-unitário		RBS-airlift		UCT	
Média	2,9	aA	2,6	aA	2,7	aA	3,3	aB	3,0	aB	3,7	aB
DP	0,5		0,4		0,6		0,4		0,2		0,1	
CV%	0,2		0,1		0,2		0,1		0,1		0,04	
Máximo	3,7		3,5		3,7		3,7		3,2		3,8	
Mínimo	2,2		2,2		2,0		2,9		2,7		3,6	
Número de testes	10		10		10		4		4		4	

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Os valores de μ_m , (valores encontrados de 2,2 a 3,7), são próximos quando comparado com valores encontrados na literatura. Metcalf e Eddy (2003) indicam um valor de taxa de crescimento de bactérias variando entre 1,5 e 5,0 para uma temperatura média de 20°C; Lawrence e McCarty (1970) mencionam 3,7 e Horan (1990) 2,4 a 7,2.

Porto (2007) avaliou as constantes de crescimento no tratamento de esgoto bruto e esgoto digerido (por um reator UASB) em sistemas de lodo ativado, encontrando divergências nos valores das mesmas. Segundo a autora, o lodo característico de esgoto bruto obteve constantes relativamente maiores (0,99 d⁻¹) do que os de lodo característicos do tratamento de esgoto digerido (0,39 d⁻¹), usando o acetato de sódio como substrato. Essa diferença de metabolismo entre esses lodos pode ser comparada com as encontradas entre fases nesta pesquisa, pois geralmente a disponibilidade de material orgânico biodegradável é maior no esgoto bruto que no digerido. Ressalta-se que, quando comparados a valores típicos da literatura, os valores da autora são considerados baixos.

Bueno (2011), estudando o metabolismo das bactérias heterotróficas em sistema de lodo ativado de aeração prolongada, com o intuito de desenvolver os processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos (SND), obteve valores de 3,1 d⁻¹, 2,7 d⁻¹ e 2,2 d⁻¹ para a constante de crescimento de bactérias heterotróficas com diferentes cargas orgânicas aplicadas. Nesse caso tanto os valores encontrados se aproximam da literatura quanto dos expostos na Tabela 4.24.

O comportamento das bactérias heterotróficas nos sistemas experimentais não possibilita a determinação da constante de meia saturação pelos modos convencionais, uma vez que pelo perfil da TCO não é possível identificar o ponto exato do final do consumo do substrato para o começo do consumo do PHB.

Os valores de constante de meia saturação encontrados na literatura são baixos. De acordo com Metcalf e Eddy (2003) os valores típicos de K_{ss} estão na faixa de 1 – 5 mgDQO/L e Dold *et al.* (1980) *apud* van Haandel (2006) 5 mgDQO/L. Dessa forma, a concentração de 120mg/L utilizada nos testes não foi um fator limitante para a determinação do metabolismo das bactérias heterotróficas.

4.4.2 Metabolismo das bactérias autotróficas nitrificantes

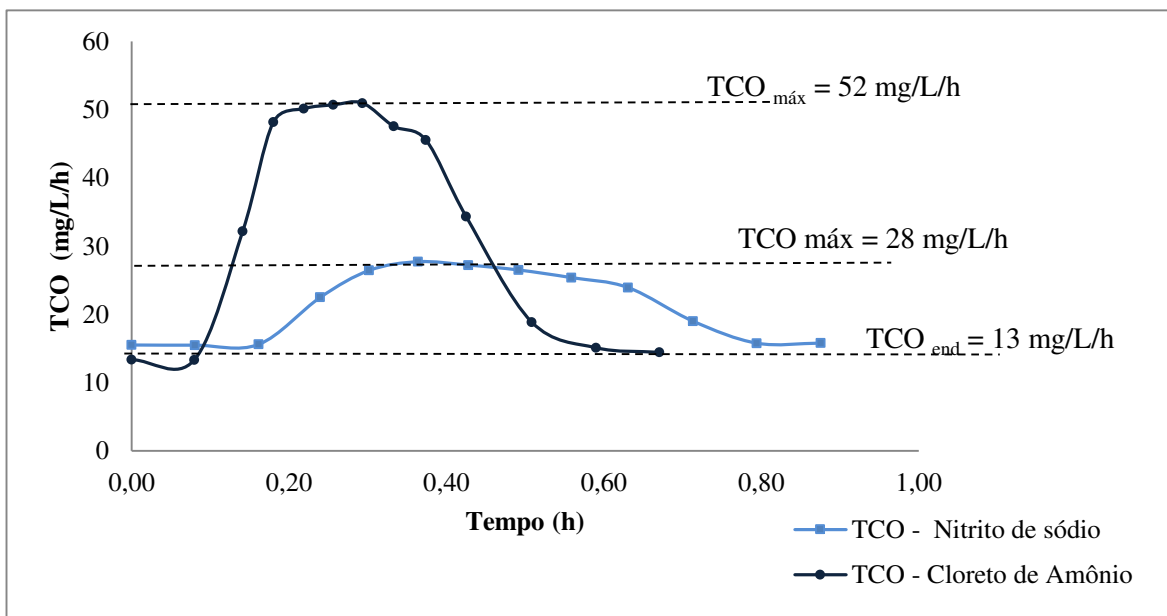
A partir da obtenção do perfil da TCO em função do tempo foram determinados vários aspectos importantes da cinética da nitrificação, como a verificação do consumo de oxigênio

para o processo de nitrificação, estimativa da constante de crescimento máxima das bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* e determinação da constante de meia saturação de amônia

A verificação do consumo de oxigênio para o processo de nitrificação é feito através da determinação da área do gráfico correspondente à concentração do substrato adicionado. Para tal, são calculadas as áreas das curvas da TCO no intervalo de tempo relacionada à adição de cloreto de amônia e nitrito de sódio para os seus respectivos processos, como mostra a figura 4.16.

Para a curva referente às nitrificadoras, o consumo de oxigênio calculado foi de 21,7 mgO₂/L e, levando em consideração que foi adicionada uma concentração de 5 mgN-NH₄⁺/L de NH₄Cl (cloreto de amônio), verifica-se que o fator de conversão foi de 4,34 ($21,7/5 = 4,34$), valor próximo ao encontrado na estequiometria do processo de nitrificação (que para cada mol de nitrato produzido há um consumo de 2 moles de oxigênio, ou seja há uma proporção de $2 \cdot 32/14 = 4,56$ mgO₂/mgN). De modo análogo, com a curva correspondente às nitrificadoras, encontra-se uma área de 8,9 mgO₂/L que corresponde a 1,12 mgO₂/mgN ($8,9/8 = 1,12$), utilizando uma concentração de 8 mgN-NO₂⁻/L. Portanto, conclui-se que o consumo de oxigênio nos dois processos é compatível com a quantidade de substratos (amônia e nitrito) adicionados.

Figura 4.16: Curvas típicas de TCO para as nitrificantes e nitrificadoras.



De acordo com os procedimentos descritos no item 3.5.4, estimou-se, para os sistemas experimentais durante as duas etapas, a concentração de bactérias autotróficas nitrificantes (X_n), a taxa de nitrificação (r_n) e a constante cinética de crescimento (μ_m) do processo de nitrificação que estão apresentadas na tabela 4.22. Ressalta-se que a título de cálculo foi utilizado a taxa de conversão mgO_2/mgN experimental, específica de cada teste respirométrico e coeficiente de rendimento (Y_n) de $0,1 \text{ mgX}_n/\text{mgN}$

As médias das constantes de crescimento foram submetidas a comparação estatística pelo método de Tukey no nível de significância de 5%, sob duas óticas: entre etapas (letras maiúsculas) e confronto entre sistemas (letras minúsculas). Os dados utilizados para realização da análise estatística estão apresentados no Apendice C.

Tabela 4.22: Concentração de bactérias autotróficas nitrificantes (X_n), taxa de nitrificantes (r_n) e a constante de crescimento (μ_m) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

		I Etapa			II Etapa		
		X_n (mgX_n/L)	r_n ($\text{mgNH}_4^+/\text{mgX}_n/\text{d}$)	μ_m (d^{-1})	X_n (mgX_n/L)	r_n ($\text{mgNH}_4^+/\text{mgX}_n/\text{d}$)	μ_m (d^{-1})
RBS- unitário	MÉDIA	78,1	194,2	0,25 Aa	117,1	238,4	0,20 Aa
	DP	16,7	52,7	0,04	20,3	53	0,01
	CV	0,2	0,3	0,18	0,2	0,2	0,07
	MÁXIMA	95,4	247,4	0,31	133,7	290,2	0,22
	MÍNIMA	42,7	92,9	0,17	87,6	166,5	0,19
RBS-airlift	MÉDIA	87,0	207,2	0,24 Aa	104,9	179,0	0,20 Aa
	DP	9,4	49,1	0,07	0,8	15,7	0,06
	CV	0,1	0,2	0,28	0,0	0,1	0,28
	MÁXIMA	96,1	265,1	0,31	105,7	190,7	0,26
	MÍNIMA	72,8	129,6	0,14	104,1	161,2	0,15
UCT	MÉDIA	38,7	148,2	0,39 Ab	47,8	201,3	0,42 Ab
	DP	6,3	27,2	0,09	0,0	8,6	0,02
	CV	0,2	0,2	0,23	0,0	0,0	0,04
	MÁXIMA	53,2	182,1	0,52	47,8	207,6	0,43
	MÍNIMA	33,4	105,3	0,27	47,7	191,4	0,40
	Número de testes	9	9	9	4	4	4

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Conforme a Tabela 4.22, os sistemas RBS-unitário e RBS- airlift apresentaram valores médios de μ_m maiores na etapa I enquanto que o UCT obteve média maior na etapa II, porém quando comparados estatisticamente os sistemas não apresentaram diferenças

significativas entre etapas. Isso significa que as mudanças operacionais realizadas na segunda etapa não interferiram no metabolismo das bactérias autotróficas nitrificantes.

Porém, quando comparados entre si, observa-se que o sistema contínuo apresenta média superior aos sistemas em batelada e diferença estatística significativa. Essa diferença pode ser atribuída ao regime de funcionamento do tratamento. Como sistemas de regimes em batelada tratam mais esgoto por unidade de volume, espera-se uma concentração proporcional de bactérias autotróficas (X_n).

A Tabela 4.23 apresenta os valores médios da constante de meia saturação (K_n) para as bactérias *Nitrosomonas*. Os resultados também foram submetidos a tratamento estatístico descritivo e ao teste de Tukey em nível de significância 5%, entre etapas (letras maiúsculas) e confronto entre sistemas (letras minúsculas), apresentando médias com valores próximos para os três sistemas durante as duas etapas e não diferentes estatisticamente em nenhuma comparação. Os dados utilizados para realização da análise estatística estão apresentados no Apêndice C.

Tabela 4.23: Constante de meia saturação (K_n) para as bactérias nitrificantes dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

K_n (mgN/L)	I Etapa						II Etapa					
	RBS-unitário		RBS-airlift		UCT		RBS-unitário		RBS-airlift		UCT	
MÉDIA	0,5	Aa	0,4	Aa	0,3	Aa	0,7	Aa	0,4	Aa	0,5	Aa
DP	0,3		0,2		0,2		0,2		0,1		0,2	
CV	0,5		0,6		0,5		0,3		0,2		0,4	
MÁXIMA	0,8		0,9		0,5		0,8		0,5		0,8	
MÍNIMA	0,1		0,1		0,1		0,4		0,3		0,4	
Número de testes	9		8		7		4		4		4	

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Os mesmos métodos de determinação e avaliação do metabolismo das bactérias nitrificantes também foram aplicados para as bactérias nitrificadoras, como está apresentado no Capítulo 3 - Materiais e Métodos, no item 3.5.4. Conforme as Tabelas 4.24 e 4.25, a comparação estatística apresentou uma diferença significativa da constante de crescimento (μ_m) dos sistemas em batelada com o sistema UCT na primeira e segunda etapas. O comportamento da constante de meia saturação também não apresentou nenhuma diferença estatística para nenhuma comparação

Tabela 4.24: Concentração de bactérias autotróficas nitradoras (X_n), taxa de nitratação (r_n) e constante de crescimento (μ_m) dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

		I Etapa			II Etapa				
		X_n (mg X_n /L)	r_n (mgNH $_4^+$ /mg X_n /d)	μ_m (d $^{-1}$)	X_n (mg X_n /L)	r_n (mgNH $_4^+$ /mg X_n /d)	μ_m (d $^{-1}$)		
RBS- unitário	MÉDIA	56,5	3,9	0,20	Aa	49,4	4,5	0,18	Aa
	DP	23,9	1,5	0,04		3,4	0,7	0,03	
	CV	0,4	0,4	0,17		0,1	0,2	0,15	
	MÁXIMA	95,4	6,0	0,24		53,5	5,4	0,22	
	MÍNIMA	38,1	1,8	0,15		45,1	3,9	0,15	
RBS-airlift	MÉDIA	46,6	184,4	0,23	Aa	41,8	203,0	0,19	Aa
	DP	23,2	41,5	0,06		0,7	31,6	0,03	
	CV	0,5	0,2	0,26		0,0	0,2	0,15	
	MÁXIMA	80,7	235,3	0,30		42,3	242,6	0,23	
	MÍNIMA	29,1	132,6	0,15		40,8	169,0	0,16	
UCT	MÉDIA	32,7	168,8	0,29	Ab	43,1	314,4	0,29	Ab
	DP	9,4	65,6	0,09		1,0	33,1	0,02	
	CV	0,3	0,4	0,31		0,0	0,1	0,08	
	MÁXIMA	41,6	252,7	0,39		44,1	344,8	0,32	
	MÍNIMA	14,4	105,0	0,15		42,1	279,1	0,27	
	Número de testes	7	7	7		4	4	3	

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Tabela 4.25: Constante de meia saturação (K_n) para as bactérias nitradoras dos sistemas experimentais referentes às duas etapas de monitoramento.

K_n (mgN/L)	I Etapa			II Etapa								
	RBS- unitário	RBS- airlift	UCT	RBS- unitário	RBS- airlift	UCT						
MÉDIA	0,5	Aa	0,4	Aa	0,3	Aa	0,7	Aa	0,4	Aa	0,5	Aa
DP	0,3		0,2		0,2		0,2		0,1		0,2	
CV	0,5		0,6		0,5		0,3		0,2		0,4	
MÁXIMA	0,8		0,9		0,5		0,8		0,5		0,8	
MÍNIMA	0,1		0,1		0,1		0,4		0,3		0,4	
Número de testes	7		7		7		4		4		3	

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

A atividade das bactérias autotróficas nitrificantes e nitradoras se desenvolveu distintamente nos três sistemas estudados. Os sistemas RSB (unitário e airlift) apresentaram

dificuldades para o desenvolvimento das bactérias autotróficas, principalmente na primeira etapa, sendo encontrados percentuais baixos de remoção de NTK e amônia (Tabelas 4.8 e 4.9) e valores próximos a $0,2 \text{ d}^{-1}$ para a constante de crescimento.

A partir da comparação feita entre as Tabelas 4.22 e 4.24, percebe-se que quando estudado o metabolismo das bactérias nitrificadoras isoladamente os valores encontrados são próximos aos encontrados das nitrificantes, o que indica que em todas as etapas a nitrificação foi completa e confirma que a velocidade de crescimento de *Nitrobacter* é maior ou igual, à de *Nitrosomonas*. Dessa forma, a transformação do íon amônio a nitrito é considerada como a etapa limitante do processo nitrificante. Então, a cinética pode ser descrita pela cinética de crescimento de *Nitrosomonas* (BASSIN, 2008 *apud* VICTORIA, 1993).

Silva (2009) operou um sistema UCT com condições semelhantes ao utilizado nesta pesquisa tratando esgoto bruto de Campina Grande-PB e obteve constante de crescimento das nitrificantes de $0,36 \text{ d}^{-1}$ com idade de lodo de 20 dias. Quando comparado aos valores encontrados neste experimento, percebe-se um desempenho similar.

Outros valores também são encontrados na literatura, inclusive utilizando a respirometria como ferramenta de determinação do metabolismo das bactérias nitrificantes, como: $0,50 \text{ d}^{-1}$ (DERKS, 2007), $0,28 \text{ d}^{-1}$ (SOUZA, 2005), $0,28 \text{ d}^{-1}$ (COURA, 2002) e $0,33 \text{ d}^{-1}$ (COSTA, 2002). A variedade de valores encontrados na literatura pode ser atribuída a fatores relacionados a diferentes características de esgotos e aos sistemas de tratamento utilizados para tratamento.

Os valores obtidos de K_n menores que 1 mgN/L indicam que processos de nitrificação e nitratação não se limitam pela concentração dos substratos nitrogenados a não ser para concentrações muito pequenas, como é normalmente observado.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

Os resultados da investigação experimental que teve como objetivo avaliar o desempenho de três variantes do sistema de lodo ativado quanto à oxidação da matéria orgânica e ao processo de nitrificação, levando em consideração o metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes com diferentes cargas aplicadas, levaram as seguintes conclusões:

1. Desempenho dos sistemas:

- Em termos de matéria orgânica a remoção dos sistemas apresentou valores baixos de eficiência na etapa I, quando comparada com a etapa II que foi superior a 90% para os três sistemas. A baixa eficiência na etapa I foi atribuída à alta fração de material não biodegradável solúvel, com valores superiores aos encontrados em esgoto sanitário;
- Os valores de pH permaneceram próximos ao neutro durante todas as etapas de tratamento para todos os sistemas. A nitrificação favoreceu a queda da alcalinidade total nos efluentes dos sistemas quando comparado com os valores dos afluentes, no entanto esta não foi suficiente para desequilibrar o pH;
- Houve assimilação de fósforo pelo lodo em todos os sistemas operacionais, apresentando relação mgP/mgDQO superior aos valores encontrados em lodo sem a presença de bactérias poli-P.

2. Metabolismo das bactérias heterotróficas:

- O perfil de TCO observado para o consumo de material orgânico solúvel (acetato de sódio) dos lodos apresentou comportamento diferenciado em relação ao de lodo sem bactérias poli-P, mostrando que parte do material orgânico é consumido por bactérias ordinárias e outra parte é assimilado na forma de PHB e consumido na falta de material externo pelas bactérias poli-P.

- A determinação da concentração de lodo ativo (X_a) pela TCO_{end} apresentou valores próximos aos estimados pelo modelo descrito por van Haandel e Marais (1999) para os três sistemas durante as duas etapas;
- Em relação aos parâmetros cinéticos TCO_{esp} , K_{ms} e μ_m , o metabolismo das bactérias heterotróficas se diferenciou significativamente entre etapas apresentando valores maiores para a etapa com maior carga aplicada nos sistemas; em contrapartida os sistemas não apresentaram valores diferenciados entre si;
- Não houve a determinação dos valores da constante de meia saturação (K_{ss}), uma vez que não foi possível identificar no gráfico de TCO o final do consumo de acetato de sódio pelas bactérias ordinárias para o começo do consumo do PHB pelas bactérias poli-P.

3. Metabolismo das bactérias autotróficas nitrificantes:

- De acordo com a constante de crescimento (μ_m) as bactérias autotróficas nitrificantes apresentaram valores médios com diferença significativa entre sistemas, com valores superiores no sistema UCT. Porém, não apresentaram diferenças entre médias quando comparados por etapas, significando que as mudanças operacionais não foram significativas para as bactérias autotróficas;
- As constantes de crescimento das bactérias autotróficas nitrificadoras, quando estudadas separadamente, apresentaram valores próximos aos das bactérias nitrificantes, o que significa que a velocidade do metabolismo das bactérias responsáveis pela nitrificação é determinada pelo grupo de bactérias responsáveis pela transformação da amônia em nitrito (nitritadoras);
- Os valores de constante de meia saturação (K_n) das bactérias autotróficas nitrificantes apresentaram valores inferiores a 1mgN/L indicando que processos de nitrificação e nitratação não se limitam pela concentração dos substratos nitrogenados a não ser para concentrações muito pequenas, como é normalmente observado. A variação dos valores encontrados experimentalmente não apresentou diferenças significativas entre sistemas e etapas.

5.2 Recomendações

O perfil da TCO é fundamental para a determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas, como observou-se um perfil diferenciado com possíveis influências de dois grupos distintos de bactérias heterotróficas recomenda-se uma avaliação criteriosa que possibilite a determinação clara dos processos de consumo de material orgânico por bactérias ordinárias e as bactérias acumuladoras de fósforo em lodos com predominância dos grupos citados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, D.C. 2012.

ARCEIVALA S. J. (1981) **Wastewater Treatment and Disposal**. Nova York, Estados Unidos.

BARBOSA, C. A. C. e SOUZA, M. A. A. (1998). **Sedimentabilidade do lodo secundário obtido no processo de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes**. In: Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; AIDIS. Gestión ambiental en el siglo XXI. Lima, APIS, p.1-21, Ilus, tab. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26 (AIDIS 98).

BARNARD J. L. (1991). **Design of nitrification/denitrification process. Design for nitrogen removal and guarantees for aeration**, Braunschweig.

BASSIM, J.P. **Nitrificação de efluentes salinos em reatores de leito móvel com biofilme e biorreatores agitados**. 2008. 189P. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

BLACK, J. G. (2002). **Microbiology. Principles and Explorations** (5ª ed.). Jonh Wiley & Sons, Inc.

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.

FERREIRA, A. F. **Uso da respirometria na avaliação da influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes**. 80p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2002.

FOGLER, H.S (2009) **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**. 4ª edição. Rio de Janeiro, LTC.

GOMES, E. F. **Perdas de vazão e seus efeitos na operação do Sistema de Esgotamento Sanitário de Campina Grande-PB**. 2013. 82 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2013.

GUJER, W. (2011) Nitrification and me – A subjective review. **Water research**, v. 44, p. 1-19.

HAWKINS, S.; ROBINSON, K.; LAYTON, A.; SAYLER, G. (2012) Molecular indicators of *Nitrobacter* spp. population and growth activity during an induced inhibition event in a bench scale nitrification reactor. **Water Research**, doi:10.1016/j.watres.2011.12.053.

JIANG, M. et al. **Simultaneous carbon and nutrient removal in an airlift loop reactor under a limited filamentous bulking state**. *Bioresource Technology*, v. 130, p. 406-411, 2012

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.

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

METCALF e EDDY (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. McGraw Hill, 4th edition, 1819p.

MIRANDA, A. C. **Influência da concentração de lodo sobre a capacidade de oxigenação do aerador e a influência da concentração do sal sobre a capacidade metabólica do lodo**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

PELCZAR Jr. M. J. *et al.* (1997). **Microbiologia: conceitos e aplicações**. 3ª ed. São Paulo: MAKRON Books.

PORTO, A. L. **Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas**. 2007. 76f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

RAJA RAO, SONOLIKAR, R. L., SAHEB, P. S. Influence of magnetic field on the performance of bubble columns and airlift biorreactor with submersed microorganisms. **Chemical Engineering Science**, v. 52, n. 21/22, p. 4155-4160, 1997.

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

SANTOS, S. L. **Estudo comparativo dos métodos contínuo e semicontínuo de determinação da taxa de consumo de Oxigênio**. 2013. 112 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, 2013.

SCHMIDELL, W.; LIMA, U.A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. **Biotechnologia Industrial**. São Paulo, Edgard Blücher Ltda, v.2, 2001.

SIEGEL, M.H. & MERCHUK, J.C. Mass transfer in a rectangular air-lift reactor: effects geometry and gas recirculation. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 32, n. 9, p. 1128-1137, 1987.

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

U. WIESMANN. Biological Nitrogen Removal from Wastewater. **Advances in Biochemical Engineering Biotechnology**, v. 51, p. 114-153.

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

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, S. Y. C. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: teoria e aplicações**. Campina Grande – PB. p. 110. No prelo 2014.

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

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological waste water treatment: design and optimization of activated sludge systems**. 2. ed. Londres – UK: IWA Publishing of Alliance House, 2012. p. 816.

VON SPERLING, M. (1996). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Princípios básicos do tratamento de esgotos**, v. 2. Belo Horizonte (MG), DESA/UFMG. 211 p

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol.4. Lodos Ativados. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, p: 428, 2002.

WANG BANG, I. N., HAMI DELMAS & AIME, B. Gas liquid mass transfer in a new phase airlift reactor. **Journal Chemical Technology and Biotechnology**, v. 72, p.137-142, 1998.

WANG, B. et al. Simultaneous nitrification and de-nitrification in MBR. **Water Science & Technology**, v. 52, no 10-11, p. 435-442, 2005.

APENDICE A

Respirograma gerado para determinação da composição do material orgânico biodegradável do esgoto (figura 1) e tabela com dados de TCO referente ao respectivo teste (tabela 1) com a determinação das áreas trapezoidal de cada ponto de TCO.

Figura 1: Respirograma do teste para determinação da composição do material orgânico biodegradável.

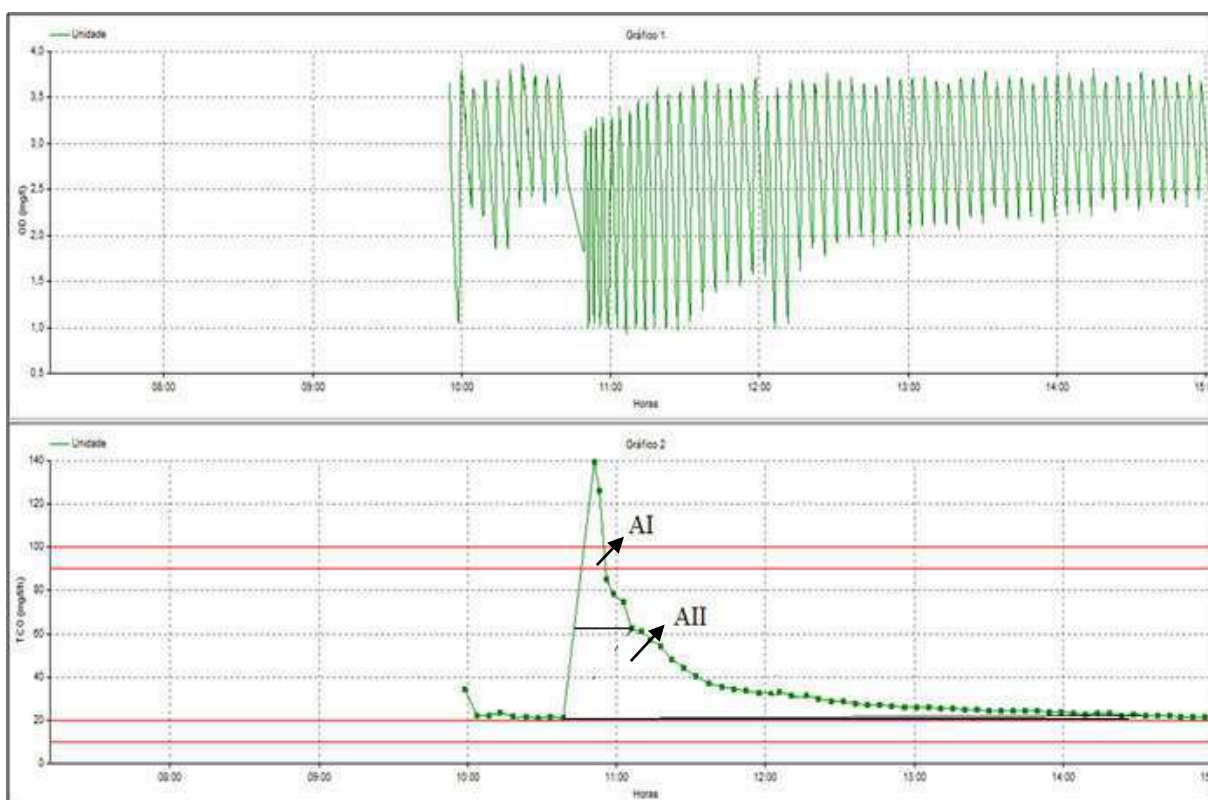


Tabela 1: Dados reproduzidos do respirograma para determinação das áreas do consumo de Oxigênio para oxidação da matéria orgânica.

Área do material biodegradável do esgoto							
Inclinação 0,05							
HORA	TCO x 100	T (Hora)	TCO max	Tempo (h)	TCO end	TCO exo	Área
10:38:21	2103	10,64	21,03	0,00	21,03	0,00	12,58
10:51:07	13932	10,85	139,32	0,21	21,04	118,28	4,03
10:53:17	12591	10,89	125,91	0,25	21,04	104,87	3,73
10:55:56	8524	10,93	85,24	0,29	21,04	64,20	2,76
10:59:09	5978	10,99	59,78	0,35	21,05	38,73	2,70
11:02:40	7460	11,04	74,60	0,41	21,05	53,55	2,77
11:06:10	6236	11,10	62,36	0,46	21,05	41,31	2,83
11:10:08	6549	11,17	65,49	0,53	21,06	44,43	2,58

11:13:50	6032	11,23	60,32	0,59	21,06	39,26	2,39
11:17:47	5429	11,30	54,29	0,66	21,06	33,23	2,28
11:22:20	4806	11,37	48,06	0,73	21,07	26,99	1,97
11:27:03	4407	11,45	44,07	0,81	21,07	23,00	1,80
11:32:08	4047	11,54	40,47	0,90	21,07	19,40	1,52
11:37:15	3734	11,62	37,34	0,98	21,08	16,26	1,30
11:42:19	3564	11,71	35,64	1,07	21,08	14,56	1,16
11:47:21	3426	11,79	34,26	1,15	21,08	13,18	1,07
11:52:21	3364	11,87	33,64	1,23	21,09	12,55	1,00
11:57:21	3260	11,96	32,60	1,32	21,09	11,51	0,97
12:02:21	3289	12,04	32,89	1,40	21,10	11,79	1,40
12:06:19	5176	12,11	51,76	1,47	21,10	30,66	1,97
12:11:25	3686	12,19	36,86	1,55	21,10	15,76	1,10
12:16:29	3144	12,27	31,44	1,64	21,11	10,33	0,79
12:21:28	2981	12,36	29,81	1,72	21,11	8,70	0,68
12:26:24	2891	12,44	28,91	1,80	21,12	7,79	0,64
12:31:21	2879	12,52	28,79	1,88	21,12	7,67	0,60
12:36:17	2793	12,60	27,93	1,97	21,12	6,81	0,53
12:41:12	2724	12,69	27,24	2,05	21,13	6,11	0,49
12:46:06	2706	12,77	27,06	2,13	21,13	5,93	0,46
12:51:00	2658	12,85	26,58	2,21	21,14	5,44	0,43
12:55:55	2618	12,93	26,18	2,29	21,14	5,04	0,40
13:00:49	2587	13,01	25,87	2,37	21,14	4,73	0,38
13:05:42	2577	13,10	25,77	2,46	21,15	4,62	0,36
13:10:36	2541	13,18	25,41	2,54	21,15	4,26	0,34
13:15:28	2526	13,26	25,26	2,62	21,16	4,10	0,32
13:20:20	2494	13,34	24,94	2,70	21,16	3,78	0,30
13:25:13	2471	13,42	24,71	2,78	21,16	3,55	0,28
13:30:05	2441	13,50	24,41	2,86	21,17	3,24	0,26
13:34:58	2420	13,58	24,20	2,94	21,17	3,03	0,25
13:39:48	2434	13,66	24,34	3,02	21,17	3,17	0,26
13:44:40	2444	13,74	24,44	3,11	21,18	3,26	0,25
13:49:32	2409	13,83	24,09	3,19	21,18	2,91	0,22
13:54:22	2384	13,91	23,84	3,27	21,19	2,65	0,21
13:59:14	2369	13,99	23,69	3,35	21,19	2,50	0,19
14:04:05	2341	14,07	23,41	3,43	21,19	2,22	0,16
14:08:56	2293	14,15	22,93	3,51	21,20	1,73	0,15
14:13:46	2307	14,23	23,07	3,59	21,20	1,87	0,15
14:18:38	2306	14,31	23,06	3,67	21,21	1,85	0,12
14:23:27	2229	14,39	22,29	3,75	21,21	1,08	0,09
14:28:18	2243	14,47	22,43	3,83	21,21	1,22	0,09
14:33:07	2217	14,55	22,17	3,91	21,22	0,95	0,07
14:37:58	2199	14,63	21,99	3,99	21,22	0,77	0,06
14:42:47	2192	14,71	21,92	4,07	21,22	0,70	0,04
14:47:37	2153	14,79	21,53	4,15	21,23	0,30	0,02
14:52:26	2152	14,87	21,52	4,23	21,23	0,29	0,02

14:57:16	2147	14,95	21,47	4,32	21,24	0,23	0,01
15:02:04	2124	15,03	21,24	4,40	21,24	0,00	0,00

APENDICE B

A tabela 1 apresenta o valor cinético de constante de crescimento (μ_m) utilizado para realização do teste Tukey em nível de probabilidade de 5 % das bactérias heterotróficas para os sistemas RBS- unitário, RBS- airlift e UCT durante as duas etapas de monitoramento.

Tabela 1: Constantes cinética das bactérias heterotróficas

	RBS- unitário	RBS - airlift	UCT
	$\mu_m(d^{-1})$	$\mu_m(d^{-1})$	$\mu_m(d^{-1})$
I etapa	3,7	2,6	2,8
	3,5	3,5	3,6
	2,8	2,7	2,4
	3,1	2,5	2,0
	2,9	2,8	2,1
	2,8	2,7	2,7
	3,0	2,2	2,8
	3,0	2,5	2,3
	2,2	2,4	3,7
	2,2	2,6	2,0
II etapa	2,9	3,1	3,6
	3,4	3,1	3,8
	3,7	3,2	3,8
	2,7	2,7	3,1

APENDICE C

Os valores cinéticos utilizado para realização do teste Tukey em nível de probabilidade de 5 % das bactérias autotróficas nitrificantes (tabela 1) e das bactérias autotróficas nitrificadoras (tabela 2) referentes aos sistemas RBS- unitário, RBS- airlift e UCT durante as duas etapas de monitoramento.

Tabela 1: Constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificantes.

	RBS - Unitário		RBS - Airlift		UCT	
	$\mu_m(d^{-1})$	$K_n(mgN/L)$	$\mu_m(d^{-1})$	$K_n(mgN/L)$	$\mu_m(d^{-1})$	$K_n(mgN/L)$
I etapa	0,31	0,21	0,14	0,13	0,27	0,20
	0,17	0,24	0,28	0,20	0,39	0,18
	0,22	0,12	0,16	0,44	0,52	0,12
	0,30	0,54	0,31	0,50	0,30	0,18
	0,25	0,57	0,28	0,33	0,44	0,47
	0,26	0,38	0,30	0,33	0,42	0,50
	0,26	0,72	0,19	0,86	0,48	0,38
	0,23	0,75	0,27	0,55	0,32	0,44
	0,23	0,81				
II etapa	0,19	0,76	0,19	0,35	0,43	0,77
	0,21	0,64	0,26	0,51	0,43	0,36
	0,19	0,84	0,18	0,44	0,40	0,49
	0,22	0,39	0,15	0,37		

Tabela 2: Constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificadoras.

	RBS - Unitário		RBS - Airlift		UCT	
	$\mu_m(d^{-1})$	$K_n(mgN/L)$	$\mu_m(d^{-1})$	$K_n(mgN/L)$	$\mu_m(d^{-1})$	$K_n(mgN/L)$
I etapa	0,24	1,02	0,15	0,69	0,24	0,65
	0,23	0,46	0,30	0,51	0,30	1,00
	0,24	0,74	0,16	0,56	0,15	0,75
	0,19	0,33	0,23	0,27	0,39	0,27
	0,18	0,55	0,23	0,52	0,38	0,24
	0,15	0,43	0,23	0,30	0,29	0,53
	0,19	0,43	0,30	0,42		
II etapa	0,19	0,28	0,19	0,48	0,26	0,84
	0,22	0,15	0,23	0,25	0,30	0,18
	0,16	0,35	0,16	0,30	0,32	0,20
	0,15	1,03	0,20	0,21		