

DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

ELIVÂNIA VASCONCELOS MORAES DOS SANTOS

CAMPINA GRANDE – PB
FEVEREIRO DE 2009

ELIVÂNIA VASCONCELOS MORAES DOS SANTOS

DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

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

Área de Concentração:

ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANITÁRIA

Orientadores:

Prof^o ADRIANUS C. VAN HAANDEL – M.Sc. - Ph.D.

Prof^a PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI – M.Sc. - Dr^a.

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO DE 2009

S237d Santos, Elivania Vasconcelos Moraes dos
Desnitrificacao em sistemas de lodo ativado / Elivania
Vasconcelos Moraes dos Santos. - Campina Grande, 2009.
114 f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) -
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de
Tecnologia e Recursos Naturais.

1. Lodo Ativado 2. Desnitrificacao 3. Dissertacao I.
Haandel, Adrianus C. Van, Dr. II. Cavalcanti, Paula
Frassinetti Feitosa, Dra. III. Universidade Federal de
Campina Grande - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.355(843)

ELIVÂNIA VASCONCELOS MORAES DOS SANTOS

DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: ____/____/____.

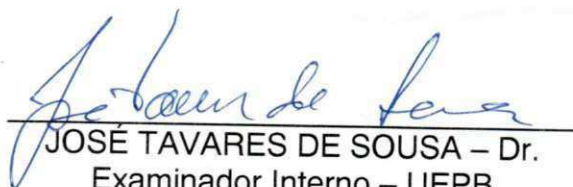
COMISSÃO EXAMINADORA:



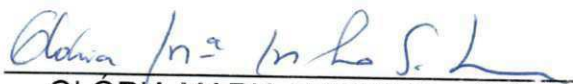
ADRIANUS C. VAN HAANDEL – PhD.
Orientador – UFCG



PAULA FRASSINETTI FEITOSA CAVALCANTI - Dr^a.
Orientadora – UFCG



JOSÉ TAVARES DE SOUSA – Dr.
Examinador Interno – UEPB



GLÓRIA MARIA MARINHO – Dr^a.
Examinadora Externa – IFCE

AGRADECIMENTOS

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

Aos meus pais e irmãs que ajudaram dando toda forma de apoio, carinho e compreensão para que pudesse realizar este trabalho.

Ao professor Adrianus c. van Haandel e à professora Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, pela orientação deste trabalho, pela amizade, dedicação e paciência e, em especial, por serem profissionais e pessoas admiráveis.

Ao Heraldo Antunes Silva Filho e todo seu companheirismo, além da ajuda gráfica.

Aos colegas de mestrado, em especial, Érica Oliveira da Nóbrega pela amizade, e pelo trabalho realizado em conjunto que engrandeceram de forma expressiva nossos conhecimentos.

À Nélia Luna Leal pela amizade, conselhos e grandiosa experiência profissional que deu valioso suporte para a realização deste trabalho.

Aos bolsistas, mestrandos e doutorandos do laboratório do PROSAB-PB André, Priscila, Silvana, Eudes, Eliane, Lincoln, Israel que auxiliaram na prática de análises, na operação dos sistemas experimentais e na troca de conhecimentos.

Aos professores do mestrado: Annemarie König, Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Mônica de Amorim Coura e Rui de Oliveira.

Ao professor Tavares e à professora Glória Marinho componentes da banca examinadora pela amizade e pela predisposição em analisar este trabalho com todos os adventos do tempo.

Ao PROSAB pelo financiamento desta pesquisa e ao CNPq pela disponibilização de bolsa de mestrado, auxílios indispensáveis para que fosse possível a permanência na cidade de Campina Grande durante a pesquisa.

E a todos que de alguma maneira contribuíram para que esse trabalho pudesse ser concluído.

RESUMO

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

Para o dimensionamento de sistemas de lodo ativado com remoção de nutrientes, diversos fatores devem ser considerados quando se pretende otimizar o projeto. Uma boa alternativa para projetos de sistemas de lodo ativado em países de clima tropical, como o Brasil, é a introdução de um ou mais reatores anóxicos, visto que, a nitrificação é um fator quase inevitável sob as condições de temperatura e disponibilidade de oxigênio presentes nesses sistemas. O principal processo que ocorre em fases anóxicas é chamado de desnitrificação e é capaz de reduzir custos com aeração em até 20%, recuperar a alcalinidade perdida na nitrificação e ainda remover a matéria orgânica e o nitrogênio da fase líquida de forma eficiente. Este estudo teve como objetivos: determinar a capacidade de desnitrificação dos sistemas Bardenpho e UCT, avaliar a cinética do processo de desnitrificação, e verificar o comportamento metabólico de bactérias heterotróficas geradas em sistemas de lodo ativado quando submetidas a ambientes aeróbio e anóxico (via nitrato e nitrito) com substratos solúvel e particulado, a partir da comparação da taxa de consumo de oxigênio e a taxa de consumo de oxigênio equivalente. A desnitrificação via nitrato para material solúvel teve maior destaque no sistema Bardenpho, todavia para material particulado o sistema UCT comportou-se um pouco melhor. Essa mesma tendência ocorreu utilizando-se nitrito comoceptor final de elétrons. As taxas de consumo de oxigênio e de oxigênio equivalente de nitrato mostraram-se semelhantes (Bardenpho anóxico: 51 mg/L/h; aeróbio: 51 mg/L/h) e, (University of Cape Town anóxico: 36 mg/L/h; aeróbio: 37 mg/L/h), e a taxa equivalente de nitrito apresentou-se 60% inferior a estas. Para a otimização desses sistemas a remoção de nitrogênio deve ser um fator relevante, pois se confirmou que além da remoção desse nutriente, a matéria orgânica pode ser removida com a mesma eficiência de um reator aeróbio.

ABSTRACT

SANTOS, E. V. M. **Denitrification in systems of activated sludge**. 2009. 114 Dissertation (Master) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande, 2009.

For the design of systems of activated sludge with removal of nutrients, several factors should be considered when intend to optimize the project. A good alternative for projects of systems of activated sludge at countries of tropical climate, like Brazil, it is the introduction of one or more reactors anoxics, because, the nitrification is an almost inevitable factor under the temperature conditions and readiness of oxygen present these systems. The principal process that happens in phases anoxics is called denitrification and it is capable to reduce costs with aeration in up to 20%, to recover the lost alkalinity in the nitrification and still to remove the organic matter and the nitrogen of the liquid phase in an efficient way. This study had as objectives: to determine the capacity of denitrification of systems Bardenpho and University of Cap Town, to evaluate the kinetics of the denitrification process, and to verify the metabolic behavior of bacteria heterotrofics generated in systems of activated sludge when submitted to atmospheres aerobic and anoxic (it saw nitrate and nitrite) with soluble substrate and difficult degradation, starting from the comparison of the rate of consumption of oxygen and the rate of consumption of equivalent oxygen. The denitrification through nitrate for soluble material had larger prominence in the system Bardenpho, though for material difficult degradation the system UCT behaved a better little. That same tendency happened being used nitrite as final acceptor of electrons. The rates of consumption of oxygen and of equivalent oxygen of nitrate they were shown similar (Bardenpho anoxic: 51 mg/L/h; aerobic: 51 mg/L/h) and, (University of Cap Town anoxic: 36 mg/L/h; aerobic: 37 mg/L/h), and the equivalent rate of nitrite came 60% more little than these. For the optimization of those systems the removal of nitrogen should be an important factor, because it was confirmed that besides the removal of that nutritious one, the organic matter can be removed with the same efficiency of a reactor aerobic.

SUMÁRIO

Capítulo 1 Introdução	01
Capítulo 2 Revisão de Literatura	05
2.1 Esgotos sanitários	05
2.2 Fontes e Formas de Material Orgânico em Esgotos Sanitários	05
2.3 Fontes e Formas de Nutrientes em Esgotos Sanitários	07
2.4 Legislação	09
2.5 Sistemas de Lodo Ativado	10
2.6 Sistemas de Lodo Ativado Com Remoção de Nutrientes	13
2.7 Microbiologia de Lodo Ativado	15
2.8 Bactérias em Sistemas de Lodo Ativado	16
2.9 Metabolismo Oxidativo	16
2.10 Amonificação/Assimilação	17
2.11 Nitrificação	18
2.12 Desnitrificação	19
2.13 Novos processos de remoção de nitrogênio	23
2.14 Modelos Matemáticos para Lodo Ativado	25
2.15 Fatores Cinéticos da Utilização de Material Orgânico	25
2.16 Fatores cinéticos do Processo de Nitrificação	28
2.17 Fatores Cinéticos do Processo de Desnitrificação	29
2.17.1 Produção de lodo em sistemas anóxico/aeróbios	29
2.17.2 Taxa de Desnitrificação	30
2.17.3 Capacidade de desnitrificação	31
2.18 Respirometria	31
Capítulo 3 Material e Métodos	34
3.1 Introdução	34
3.2 Material	35
3.2.1 Descrição dos sistemas Bardenpho e UCT	35

3.2.1.1 Sistema Bardenpho	35
3.2.1.2 Sistema UCT	36
3.3 Métodos	40
3.3.1 Critérios de Dimensionamento	40
3.3.1.2 Idade de lodo	40
3.3.2 Caracterização do Esgoto	41
3.3.3 Operação dos sistemas	42
3.3.4 Parâmetros de desempenho analisados	43
3.3.4.1 Teste de Sedimentabilidade	45
3.3.4.2 Medição da TCO total “in locu”	45
3.3.5 Balanços de Massa dos Materiais Nitrogenado e Orgânico	45
3.3.5.1 Balanço de Massa de Material Nitrogenado do Sistema Bardenpho	46
3.3.5.2 Balanço de Massa de Material Nitrogenado do Sistema UCT	47
3.3.5.3 Balanço de Massa do Material Orgânico	48
3.3.6 Testes Respirométricos	49
3.3.6.1 Frações biodegradáveis do esgoto	51
3.3.6.2 Metabolismo heterotrófico em ambiente aeróbio	52
3.3.6.3 Fatores de influência sobre o metabolismo heterotrófico aeróbio	53
3.3.7 Testes de Desnitrificação	55
3.3.7.1 Desnitrificação via nitrato	55
3.3.7.2 Desnitrificação via nitrito	57
3.3.7.3 Fatores que influenciam a desnitrificação	57
3.3.8 Determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação	59
3.3.8.1 Sistema Bardenpho	60
3.3.8.2 Sistema UCT	61
Capítulo 4 Apresentação dos Resultados	62
4.1 Introdução	62
4.2 Caracterização do Esgoto	62
4.3 Desempenho dos sistemas experimentais	63
4.3.1 Resultados de sedimentação	72

4.3.2 Resultados da TCO “in locu”	73
4.4 Resultados dos Balanços de Massa	73
4.4.1 Nitrogênio	73
4.4.2 Matéria Orgânica	74
4.5 Testes Respirométricos	75
4.5.1 Resultados das frações de matéria orgânica biodegradável	75
4.5.2 TCO do lodo heterotrófico na presença de oxigênio	75
4.6 Testes de Desnitrificação	79
4.6.1 TCO _{eq} do lodo heterotrófico na ausência de oxigênio (desnitrificação via nitrato)	79
4.6.2 TCO _{eq} do lodo heterotrófico na ausência de oxigênio (desnitrificação via nitrito)	80
4.7 Constantes cinéticas	81
4.8 Capacidade de desnitrificação	82
4.9 Fatores de influência ao metabolismo heterotrófico aeróbio e anóxico	83
4.9.1 Efeito da Temperatura	83
4.9.2 Efeito do pH	84
4.9.3 Efeito do Oxigênio Dissolvido	84
Capítulo 5 Discussão	87
5.1 Desempenho dos sistemas experimentais	87
5.1.1 Sedimentabilidade	88
5.2 Testes respirométricos	89
5.2.1 Frações biodegradáveis do esgoto	89
5.2.2 Metabolismo heterotrófico em ambiente aeróbio	91
5.3 Testes de desnitrificação	91
5.3.1 Metabolismo heterotrófico em ambiente anóxico (desnitrificação via nitrato)	91
5.3.2 Metabolismo heterotrófico em ambiente anóxico (desnitrificação via nitrito)	92
5.4 Constantes cinéticas	94
5.5 Capacidade de desnitrificação	95
5.6 Fatores de influência do metabolismo aeróbio e anóxico	97
5.6.1 Temperatura	97
5.6.2 pH	99

5.6.3 OD	100
Capítulo 6 Conclusões	102
Capítulo 7 Referências Bibliográficas	105

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 Revisão de Literatura

Figura 2.1:	Divisão geral do material orgânico de esgoto sanitário (em termos de DQO)	06
Figura 2.2:	Esquema de um sistema de lodo ativado convencional	11
Figura 2.3:	Representação dos aparatos utilizados no teste de sedimentabilidade dinâmico. Determinação gráfica das constantes de Vesilind.	13
Figura 2.4:	Esquema de um sistema de lodo ativado Bardenpho com 3 reatores (anóxico-aeróbio-anóxico) e um decantador secundário	14
Figura 2.5:	Esquema de um sistema de lodo ativado UCT com 5 reatores (anaeróbio-anóxico-aeróbio-anóxico-aeróbio) e um decantador secundário	15
Figura 2.6:	Teste respirométrico com adição de cloreto de amônio e de acetato de sódio (correspondendo cada adição a 60 mgDQO/L) em que foram construídas duas curvas da taxa de consumo de oxigênio (<i>software S32c</i>)	33

Capítulo 3 Material e Métodos

Figura 3.1:	Fluxograma representativo das principais etapas da fase experimental	35
Figura 3.2:	Esquema representativo da configuração e operação do sistema Bardenpho: reatores anóxicos (R1 _a , R2 _a e R3 _a) e aerado (R4 _a) e fluxos de esgoto bruto, efluente e lodo	36
Figura 3.3:	Esquema representativo da configuração e operação do sistema Bardenpho: reatores anaeróbio (R1 _b), anóxicos (R2 _b e R4 _b) e aerado (R3 _b) e fluxos de esgoto bruto, efluente e lodo	37
Figura 3.4:	Principais componentes dos sistemas Bardenpho e UCT	39
Figura 3.5:	Foto da caixa de areia vertical e do poço de visita de onde o esgoto bruto era bombeado	42
Figura 3.6:	Esquema do sistema utilizado para a realização dos testes respirométricos	50
Figura 3.7:	Respirograma de um teste para a determinação das diferentes frações biodegradáveis do esgoto de Campina Grande	52

Capítulo 4 Apresentação dos Resultados

Figura 4.1:	Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema UCT após adição de substrato solúvel	77
Figura 4.2:	Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema Bardenpho após adição de substrato solúvel	77
Figura 4.3:	Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema UCT após adição de substrato particulado	78
Figura 4.4:	Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema Bardenpho após adição de substrato particulado	79
Figura 4.5:	Respirograma da TCO_{max} de lodo heterotrófico sob diferentes faixas de concentrações de OD (0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L)	86

Capítulo 5 Discussão

Figura 5.1:	Fluxograma referente às frações de material orgânico, determinadas a partir de testes com o esgoto de Campina Grande	90
Figura 5.2:	TCO exógena e TCO_{eq} exógena de nitrato e nitrito com substratos solúvel e particulado referentes aos sistemas operados	93
Figura 5.3:	TCO endógena e TCO_{eq} endógena de nitrato e nitrito com substratos solúvel e particulado referentes aos sistemas operados	94
Figura 5.4:	Gráfico da TCO exógena para as bactérias heterotróficas mantidas em ambiente aeróbio e com temperatura variando de $10^{\circ}C$ a $50^{\circ}C$	98
Figura 5.5:	Gráfico da TCO equivalente desenvolvida por bactérias heterotróficas desnitrificantes quando submetidas a temperaturas que variaram de $10^{\circ}C$ a $50^{\circ}C$ na presença de nitrato	99
Figura 5.6:	Gráfico da taxa de consumo de oxigênio e da taxa de consumo de oxigênio equivalente em função do pH	100
Figura 5.7:	Gráfico do perfil obtido de dados de TCO equivalente de nitrato sob diferentes concentrações de OD	101

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 Revisão de Literatura

Tabela 2.1:	Diferentes formas e estados de oxidação do nitrogênio	08
Tabela 2.2:	Exigências legais de alguns países para descartes de efluentes em corpos hídricos receptores de esgotos (todas relativas à concentração no efluente)	09
Tabela 2.3:	Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e relação DQO/N em diferentes reatores tratando diferentes águas residuárias	22
Tabela 2.4:	Demandas de oxigênio, alcalinidade, e carbono orgânico	25

Capítulo 3 Material e Métodos

Tabela 3.1:	Dimensões dos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT. As recirculações estão indicadas	38
Tabela 3.2:	Recirculações de licor misto dos sistemas Bardenpho e UCT	38
Tabela 3.3:	Critérios de dimensionamento segundo o modelo simplificado de lodo ativado e seus valores numéricos (van Haandel e Marais, 1999)	40
Tabela 3.4a:	Condições operacionais dos reatores, anaeróbio, aerados e anóxicos dos sistemas Bardenpho e UCT	42
Tabela 3.4b:	Distribuição das zonas de tratamento em cada sistema de lodo ativado operado	43
Tabela 3.5:	Principais parâmetros analisados, frequência e	44
Tabela 3.6:	Variáveis analisadas e pontos de coleta de amostras nos sistemas Bardenpho e UCT	44
Tabela 3.7:	Equações utilizadas para determinação do balanço de massa de material nitrogenado referente ao sistema Bardenpho	46
Tabela 3.8:	Equações utilizadas para determinação do balanço de massa de material nitrogenado referente ao sistema UCT	48
Tabela 3.9:	Equações utilizadas para determinação do balanço de massa de material orgânico referente aos sistemas Bardenpho e UCT	49
Tabela 3.10:	Equações utilizadas para determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação do sistema Bardenpho	60

Tabela 3.11:	Equações utilizadas para determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação do sistema UCT	61
---------------------	--	-----------

Capítulo 4 Apresentação dos Resultados

Tabela 4.1:	Caracterização do esgoto afluente aos sistemas (valores máximos e mínimos) e média das amostras compostas	63
Tabela 4.2:	Concentrações de DQO afluente e efluente aos sistemas referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	64
Tabela 4.3:	Concentrações de nitrato produzido no reator aeróbio e presente no efluente do sistema Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 15 e 20 dias	65
Tabela 4.4:	Concentrações de nitrito no reator aeróbio e no efluente dos sistemas Bardenpho e UCT, referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	65
Tabela 4.5:	Concentrações de SST e SSV determinadas em cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	66
Tabela 4.6:	Concentrações de NTK afluentes e efluentes dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	66
Tabela 4.7:	Concentrações de amônia afluentes e efluentes dos sistemas Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 15 e 20 dias	67
Tabela 4.8:	Concentrações da alcalinidade afluente e efluente dos sistemas Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 15 e 20 dias	67
Tabela 4.9:	Valores do pH afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	68
Tabela 4.10:	Concentrações de fósforo total afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias)	68
Tabela 4.11:	Concentrações de ortofosfato afluentes e efluentes de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias)	69
Tabela 4.12:	Concentrações de NTK no reator R1a – reator anóxico e R1b – reator anaeróbio do sistema Bardenpho e UCT, Rs de lodo de 20 e 15 dias	70
Tabela 4.13:	Concentrações de amônia nos reatores R1a e R3a e R1b e R3b do sistema Bardenpho e UCT, Rs de 20 dias e 15 dias	70
Tabela 4.14a:	Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e UCT. Rs = 20 dias	71

Tabela 4.14b:	Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 15 dias	71
Tabela 4.15a:	Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e UCT. $R_s = 20$ dias	71
Tabela 4.15b:	Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e UCT. $R_s = 15$ dias	72
Tabela 4.16:	Constantes de sedimentabilidade para o sistema Bardenpho e UCT. R_s de 20 dias e de 15 dias	72
Tabela 4.17:	Taxa de consumo de oxigênio “in locu” do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias	73
Tabela 4.18:	Balanço de massa de material nitrogenado do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias	74
Tabela 4.19:	Balanço de massa de material orgânico do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias	74
Tabela 4.20:	Fração de matéria orgânica presentes no esgoto de Campina Grande obtidas através de testes respirométricos	75
Tabela 4.21:	TCO do lodo heterotrófico gerado nos sistemas A (Bardenpho) e B (UCT), para substrato solúvel e particulado e TCO endógena	76
Tabela 4.22:	TCO equivalente de nitrato do lodo gerado nos sistemas A (Bardenpho) e B (UCT) referentes aos materiais solúvel, particulado e TCO endógena	80
Tabela 4.23:	TCO equivalente de nitrito dos sistemas Bardenpho e UCT referentes aos materiais solúvel, particulado e TCO endógena	80
Tabela 4.24a:	Constantes cinéticas referente à TCO, por miligrama de sólidos ativos por dia, para os sistemas Bardenpho e UCT com substratos solúvel, particulado e fase endógena	81
Tabela 4.24b:	Constantes cinéticas referente à TCO equivalente de nitrato, por miligrama de sólidos ativos por dia, para os sistemas Bardenpho e UCT com substratos solúvel, particulado e fase endógena	82
Tabela 4.24c:	Constantes cinéticas referente à TCO, por miligrama de sólidos ativos e por dia, para os sistemas Bardenpho e UCT com substratos solúvel, particulado e fase endógena	82
Tabela 4.25:	Constantes cinéticas de desnitrificação (k_2 e k_3) obtidas dos sistemas Bardenpho e UCT para as duas idades de lodo operadas (20 dias e 15 dias)	82
Tabela 4.26:	Capacidade de desnitrificação nos reatores R1 (D_{c1}), R2 (D_{c2}), R4 (D_{c4}) e, capacidade de desnitrificação completa	83

	(D_c) nos sistemas Bardenpho e UCT para as idades de lodo de 20 dias e de 15 dias	
Tabela 4.27:	Temperaturas mínima, ótima e máxima, para as bactérias heterotróficas e heterotróficas desnitrificantes	84
Tabela 4.28:	Influência do pH, sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas (TCO) e heterotróficas desnitrificantes (TCO _{eq})	84
Tabela 4.29:	TCO _{eq} por hora de exposição a diferentes concentrações de OD (0; 0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L), na presença de nitrato. E, valor percentual referente ao valor padrão máximo (0 mg/L de OD)	85
Tabela 4.30:	TCO determinada em testes respirométricos pelo respirômetro Beluga S32c com variações das concentrações de OD (0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L)	85
Capítulo 5 Discussão		
Tabela 5.1:	Valores médios dos percentuais de remoção das principais variáveis estudadas	87
Tabela 5.2:	Constantes de sedimentabilidade segundo van Haandel e Marais (1999) e as obtidas experimentalmente para os sistemas operados	89
Tabela 5.3:	Valores médios das frações de material orgânico obtidos em estudos realizados em Campina Grande e na cidade do Cabo	90
Tabela 5.4:	Valores médios da TCO _{exo} com substrato solúvel e TCO _{end} para os sistemas estudados	91
Tabela 5.5:	Valores médios da TCO _{exo} com substrato solúvel e TCO _{end} para sistemas de lodo ativado de diferentes referências	91
Tabela 5.6:	Taxa de consumo de nitrogênio como nitrato e nitrito para material solúvel, particulado e em fase endógena dos sistemas Bardenpho e UCT	93
Tabela 5.7:	Capacidade de desnitrificação dos sistemas operados e fluxo total de nitrato desnitrificado em cada reator desses sistemas. $R_s = 20$ dias	94
Tabela 5.8:	Capacidade de desnitrificação dos sistemas operados e fluxo total de nitrato desnitrificado em cada reator desses sistemas. $R_s = 15$ dias	96

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

a:	Recirculação de licor misto
A:	Área do cilindro
AC:	Amostra composta
AESA:	Área de Engenharia Sanitária e Ambiental
Afl:	Esgoto afluente aos sistemas de lodo ativado operados
ANAMMOX:	<i>Anaerobic Ammonium Oxidation</i>
ASM:	<i>Activated Sludge Models</i> (modelo de lodo ativado)
ASM1:	Modelo de lodo ativado da IWA
ASM2:	Modelo de lodo ativado da IWA
ASM2d:	Modelo de lodo ativado da IWA
ASM3:	Modelo de lodo ativado da IWA
AT:	Amplitude total
b_h :	: Decaimento de bactérias heterotróficas (d^{-1})
BH:	Baterias heterotróficas
BHD:	Bactérias heterotróficas desnitrificantes
b_n :	Constante de decaimento de bactérias nitrificantes (d^{-1})
B_n :	Balanço de massa de material nitrogenado
B_o :	Balanço de massa de material orgânico
C_r :	Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de DQO biodegradável aplicada por dia
CPU:	<i>Central Processing Unit</i>
C:	Carbono
CANON:	<i>Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite</i>
CV:	Coefficiente de variação
CCT:	Centro de Ciências e Tecnologia
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
D_c :	Capacidade de desnitrificação total de um sistema de lodo ativado (mgN/d)
D_{c1} :	Capacidade de desnitrificação de R1 (mgN/d)
D_{c2} :	Capacidade de desnitrificação de R2 (mgN/d)

D_{c4} :	Capacidade de desnitrificação de R4 (mgN/d)
Dec:	Decantador
DP:	Desvio padrão
DQO:	Demanda Química de Oxigênio ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)
$(dX_n/dt)_c$:	Taxa de crescimento das bactérias nitrificantes ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
$(dX_n/dt)_d$:	Taxa de decaimento das bactérias nitrificantes ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
$(dX_n/dt)_e$:	Taxa de descarga de lodo de excesso ($\text{mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
Efl:	Esgoto efluente aos sistemas de lodo ativado operados
f:	Fração de lodo orgânico decaído como resíduo endógeno
f anóxica:	Fração anóxica dos sistemas de lodo ativado operados
f aeróbia:	Fração aeróbia dos sistemas de lodo ativado operados
f_b :	Fração biodegradável de esgoto
f_{bp} :	Fração biodegradável particulada de esgoto
f_{bs} :	Fração biodegradável solúvel de esgoto
f_{cv} :	Produção de massa bacteriana (gSSV/gDQO)
f_{min} :	Fração de massa de lodo mínima no reator pré-D
f_n :	Fração de nitrogênio total Kjeldahl em lodo volátil
f_{up} :	Fração de DQO não biodegradável particulada
f_{us} :	Fração de DQO não biodegradável solúvel
f_{x1} :	Fração anóxica de massa de lodo em R1
f_{x2} :	Fração anóxica de massa de lodo em R2
f_{x3} :	Fração anóxica de massa de lodo em R3
f_{x4} :	Fração anóxica de massa de lodo em R4
H:	Altura da interface lodo-sobrenadante
IWA:	<i>International Water Association</i>
IVL:	Índice volumétrico de lodo
k:	Constante de sedimentabilidade
K:	Constante de desnitrificação
k_1 :	Constante cinética de desnitrificação (material solúvel)
k_2 :	Constante cinética de desnitrificação (material solúvel e particulado)
k_3 :	Constante cinética de desnitrificação (material endógeno)
K_n :	Constante de meia saturação bactérias autotróficas ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$)
K_s :	Constante de meia saturação bactérias heterotróficas ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$)

MN_{ae} :	Fluxo de nitrogênio amoniacal efluente (mgN/d)
MN_d :	Fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação (mgN/d)
MN_{d1} :	Fluxo de nitrogênio desnitrificado em R1 (mgN/d)
MN_{d2} :	Fluxo de nitrogênio desnitrificado em R2 (mgN/d)
MN_{d4} :	Fluxo de nitrogênio desnitrificado em R4 (mgN/d)
MN_{Ds} :	Massa de nitrato removida por unidade de tempo, associada à utilização de material rapidamente biodegradável
MN_t :	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl no lodo (mgN/d)
MN_{na} :	Fluxo de nitrato afluente (mgN/d)
MN_{oe} :	Fluxo de nitrogênio orgânico efluente (mgN/d)
MN_{ta} :	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente (mgN/d)
MN_{te} :	Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente (mgN/d)
M_{oc} :	Consumo de oxigênio para oxidação de material orgânico (mgO/d)
M_{oeq} :	Oxigênio equivalente recuperado através da desnitrificação (mgO/d)
M_{on} :	Consumo de oxigênio para nitrificação (mgO/d)
M_{ot} :	Consumo total de oxigênio no reator aeróbio (mgO/d)
mS_o :	Fração de DQO afluente oxidada no sistema (mgDQO/d)
MS_{ta} :	Fluxo de DQO afluente (mgDQO/d)
mS_{te} :	Fração de DQO detectada no efluente (mgDQO/d)
mS_{Xv} :	Fração de DQO afluente descarregada no lodo de excesso (mgDQO/d)
mS_o :	Fração de DQO afluente oxidada no sistema (mgDQO/d)
MX_t :	Massa de lodo colocado no cilindro para teste de sedimentabilidade
mX_v :	Produção de lodo (mgSSV/mgDQO)
μ_m :	Taxa específica de crescimento com limitação de oxigênio ou substrato (d^{-1})
μ_{max} :	Taxa específica máxima de crescimento (d^{-1})
μ_{mT} :	Taxa máxima de crescimento a uma temperatura T (d^{-1})
N_a :	Concentração de amônia (mgN.L ⁻¹)
N_{aa} :	Concentração de nitrogênio amoniacal afluente (mg/L)
N_{ae} :	Concentração de nitrogênio amoniacal efluente (mg/L)
N_c :	Concentração de amônia nitrificada (mgN.L ⁻¹)
N_{Ds} :	Remoção de nitrato em mg N por litro de afluente, associada à utilização de material rapidamente biodegradável

ND:	Não detectado pelo método padrão utilizado
N_i :	Concentração de NTK para a produção de lodo de excesso (mgN.L^{-1})
N_{na} :	Concentração de nitrogênio nitrato afluente (mgN/L)
N_{ne} :	Concentração de nitrato no efluente (mgN/L)
N_{n1} :	Concentração de nitrato em R1 (mgN/L)
N_{n13e} :	Concentração de nitrato que entra em R2 (mgN/L)
N_{n2} :	Concentração de nitrato em R2 (mgN/L)
N_{n3} :	Concentração de nitrato em R3 (mgN/L)
N_{n4} :	Concentração de nitrato em R4 (mgN/L)
N_o :	Material nitrogenado inicial referente a recirculações (mgN/L)
N_{oa} :	Concentração de nitrogênio orgânico afluente (mgN/L)
N_{oe} :	Concentração de nitrogênio orgânico efluente (mgN/L)
N_{ta} :	Concentração de NTK afluente (mgN.L^{-1})
N_{te} :	Concentração de NTK efluente (mgN.L^{-1})
NTK ou N_k :	Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (mgN.L^{-1})
▲ N_{n1} :	Variação de nitrato em R1 (mgN/L)
▲ N_{n2} :	Variação de nitrato em R2 (mgN/L)
▲ N_{n4} :	Variação de nitrato em R4 (mgN/L)
OD:	Concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
OLAND:	<i>Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification</i>
OPS:	Concentração de ortofosfato solúvel (mgP/L)
pH:	Potencial hidrogeniônico
Pós-D:	Reator pós-desnitrificante, localizado após o reator aeróbio
Pré-D:	Reator pré-desnitrificante, localizado anteriormente ao reator aeróbio
PROSAB:	Programa de Saneamento Básico
PT:	Concentração de fósforo total (mgP/L)
PVC:	Poli cloreto de vinila
Q:	Vazão afluente da bomba dosadora usada em testes de

sedimentabilidade

Q_a :	Vazão afluyente ($L.d^{-1}$)
Q_{ra} :	Vazão afluyente multiplicada pela recirculação a ($L.d^{-1}$)
Q_{rr} :	Vazão afluyente multiplicada pela recirculação r ($L.d^{-1}$)
Q_{rs} :	Vazão afluyente multiplicada pela recirculação s ($L.d^{-1}$)
r:	Taxa de recirculação de licor misto
r_{Ds} :	Taxa de desnitrificação para material rapidamente biodegradável
r_{Dp} :	Taxa de desnitrificação para material lentamente biodegradável
R_h :	Tempo de permanência do líquido (d)
R_{min} :	Tempo de retenção mínimo requerido para utilização completa do material rapidamente biodegradável no reator pré-D (d)
r_n :	Taxa de nitrificação ($mgN.L^{-1}.d^{-1}$)
R_s :	Idade de lodo (d)
r_{sbs} :	Taxa de material rapidamente biodegradável afluyente a reator pré-D
r_{us} :	Taxa de utilização de material rapidamente biodegradável
R_{sm} :	Idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação
r_{max} :	Taxa de utilização máxima material carbonáceo ($mgDQO.mgX_a^{-1}.d^{-1}$)
R1:	Primeiro reator de um sistema de lodo ativado
R2:	Segundo reator de um sistema de lodo ativado
R3:	Terceiro reator de um sistema de lodo ativado
R4:	Quarto reator de um sistema de lodo ativado
R1 _a :	Primeiro reator do sistema Bardenpho (anóxico)
R2 _a :	Segundo reator do sistema Bardenpho (anóxico)
R3 _a :	Terceiro reator do sistema Bardenpho (aeróbio)
R4 _a :	Quarto reator do sistema Bardenpho (anóxico)
R1 _b :	Primeiro reator do sistema UCT (anaeróbio)
R2 _b :	Segundo reator do sistema UCT (anóxico)
R3 _b :	Terceiro reator do sistema UCT (aeróbio)

R4 _b :	Quarto reator do sistema UCT (anóxico) (anóxico)
s:	Taxa de recirculação de licor misto
S:	Concentração de substrato (mg/L)
S _{ba} :	DQO biodegradável afluyente (mg/L)
S _{bpa} :	DQO biodegradável particulada afluyente (mg/L)
S _{bsa} :	DQO biodegradável solúvel afluyente (mg/L)
SHARON:	<i>Single Reactor for High Activity Ammonium Removal Over Nitrite</i>
Sistema A:	Sistema Bardenpho
Sistema B:	Sistema UCT
SLA:	Lodo Ativado
S _{ta} :	DQO afluyente (mg/L)
S _{te} :	DQO efluyente (mg/L)
S _{ua} :	DQO não biodegradável afluyente
S _{upa} :	DQO não biodegradável particulada afluyente
S _{usa} :	DQO não biodegradável solúvel afluyente
SST:	Sólidos suspensos totais
SSV:	Sólidos suspensos voláteis
S32c:	Software do respirômetro Beluga
T:	Temperatura (°C)
TCMO:	Taxa de consumo de matéria orgânica (mgDQO/L/h)
TCO:	Taxa de consumo de oxigênio (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO _{end} :	Taxa de consumo de oxigênio endógena (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO _{eq} :	Taxa de consumo de oxigênio equivalente (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO _{exo} :	Taxa de consumo de oxigênio exógena (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO _{exo,max} :	Taxa de consumo de oxigênio exógena máxima (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO "in locu":	Taxa de consumo de oxigênio real do sistema (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO _{max} :	Taxa de consumo de oxigênio máxima (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹)

TCO _{total} :	Taxa de consumo de oxigênio total (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
UAEC:	Unidade Acadêmica de Engenharia Civil
UCT:	<i>University of Cape Town</i>
UFCG:	Universidade Federal de Campina Grande
V:	Velocidade de sedimentação do lodo no cilindro
v _o :	Constante de sedimentabilidade
V _r :	Volume do sistema de tratamento (L)
VSZ:	Velocidade de sedimentação zonal (m/h)
V _T :	Volume total (L)
V _U :	Volume útil (L)
X _a :	Concentração das bactérias heterotróficas (mgSSV/L)
X _e :	Concentração de resíduo endógeno (mg.L ⁻¹)
X _F :	Concentração de sólidos fixos (mg.L ⁻¹)
X _i :	Concentração de resíduo inerte (mg.L ⁻¹)
X _n :	Concentração de nitrificantes (mgSSV.L ⁻¹)
X _t :	Concentração de lodo (gSTS/L)
X _V :	Concentração de sólidos voláteis (mg.L ⁻¹)
Y:	Coefficiente de síntese celular; constante de rendimento (mgN.L ⁻¹ .d ⁻¹)
Y _n :	Coefficiente de rendimento das autotróficas (mgN.L ⁻¹ .d ⁻¹)

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Sistemas de lodo ativado se distinguem de outros sistemas de tratamento biológico de esgotos por oferecerem a possibilidade de se remover, de águas residuárias, os nutrientes nitrogênio e fósforo com requisitos mínimos de área. Para dispor das vantagens desses sistemas, quanto à remoção de nutrientes, podem-se variar suas configurações e, dessa maneira, elevar o seu potencial de tratamento.

Grande parte do lodo em sistemas de lodo ativado se compõe de bactérias heterotróficas facultativas, isto é, bactérias que usam o material orgânico como fonte de energia, utilizando oxigênio como acceptor final de elétrons. Todavia, quando em situações onde o oxigênio não está presente, essas bactérias são capazes de utilizar a energia contida no material orgânico, através da fermentação, ou utilizar outro oxidante como acceptor final de elétrons, por exemplo, nitrato ou nitrito.

Quando nitrato ou nitrito são utilizados pelas bactérias heterotróficas facultativas como oxidante da matéria orgânica, ocorre a remoção de nitrogênio como gás (N_2) num processo denominado de desnitrificação.

O processo de desnitrificação contribui para mitigar o problema de eutrofização nos corpos d'água receptores. Esse processo se deve, principalmente, a atuação de bactérias quimiorganotróficas, e fototróficas e de alguns fungos (SCHMIDT *et al.*, 2003). Shoun *et al.* (1992) afirmam que somente bactérias realizam a desnitrificação, sendo alguns fungos capazes apenas de catalisar o processo.

De forma geral, a desnitrificação é precedida pela nitrificação que é um processo realizado comumente por organismos autotróficos nitrificantes. Em regiões de clima quente com temperaturas acima de 25°C, como é o caso do Nordeste do Brasil, a nitrificação, mesmo que não tenha sido prevista em projeto, quase sempre acontece, principalmente quando a idade de lodo é maior que 10 dias. Por esse motivo, a desnitrificação deve estar inserida no projeto original de dimensionamento para que problemas operacionais graves

não ocorram, como por exemplo, a flotação do lodo no decantador secundário devido à liberação de nitrogênio gasoso (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A Resolução N°357 de 17 de março do CONAMA (2005) estabelece limites de nitrato (10 mg/L) para corpos hídricos enquadrados na Classe 2 e, portanto, havendo nitrificação o nitrato efluente de um sistema de tratamento de esgotos deve ser controlado.

Apesar de não ser ainda exigida pela lei brasileira, a desnitrificação é absolutamente recomendável para todos os sistemas de lodo ativado, diante de suas vantagens econômicas e operacionais. Dentre essas vantagens destacam-se: menor produção do lodo de excesso, menor gasto da energia para aeração (principalmente na desnitrificação via nitrito), melhor sedimentabilidade do lodo no decantador secundário, recuperação da alcalinidade, necessária em esgotos com baixa alcalinidade natural (EPA, 1999; HOFFMANN *et al.* 2004).

Para projetar racionalmente um sistema de lodo ativado com remoção de nutrientes é preciso que se saiba a estequiometria e a cinética das populações bacterianas que se desenvolvem em tais sistemas. Essa cinética pode ser afetada por diversos fatores ambientais e operacionais aos quais as bactérias estão submetidas, sendo estes: temperatura, concentração disponível de oxigênio dissolvido (OD), pH e, também, a configuração de projeto.

Modelos matemáticos são amplamente utilizados para descrever a cinética de processos biológicos que ocorrem em sistemas de lodo ativado e auxiliam, de forma eficaz, na determinação de relações estequiométricas. A respirometria é uma ferramenta muito importante que, em conjunto com um bom modelo matemático de descrição cinética, permitem a determinação de parâmetros de projeto e a qualificação da influência de fatores ambientais e operacionais sobre o desempenho e estabilidade de sistemas de lodo ativado.

A partir dessas considerações definiu-se uma investigação experimental, da qual trata esta dissertação de mestrado, que teve como principal objetivo avaliar o metabolismo de lodo heterotrófico responsável pelo processo de desnitrificação em sistemas de lodo ativado. Como objetivos específicos, apresentam-se:

- (1) utilizar o modelo simplificado da teoria de lodo ativado, descrito por van Haandel e Marais (1999) para a determinação da cinética das bactérias desnitrificantes e demais heterotróficas;
- (2) montar e operar, sob mesmas condições, dois diferentes sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT – *University of Cape Town*), em escala piloto, tratando o esgoto da cidade de Campina Grande;
- (3) avaliar o desempenho dos sistemas quanto à sedimentabilidade do lodo e quanto à remoção de matéria orgânica e de nutrientes, notadamente o nitrogênio, através de análises físicas e químicas;
- (4) comparar a taxa de utilização da matéria orgânica em ambiente aeróbio e em ambiente anóxico;
- (5) verificar a influência dos fatores ambientais, especificamente pH, temperatura e OD, sobre a remoção de matéria orgânica em ambiente aeróbio e anóxico;
- (6) comparar a taxa de desnitrificação via nitrito e via nitrato de cada sistema operado, utilizando substrato solúvel e particulado como doador de elétrons;
- (7) determinar as relações estequiométricas e as constantes cinéticas da desnitrificação em cada sistema operado e,
- (8) determinar a capacidade de desnitrificação do sistema Bardenpho e do sistema UCT para idade de lodo de 20 dias e de 15 dias.

Esta dissertação apresenta-se dividida em 7 capítulos. O Capítulo 2 trata de uma revisão de literatura, no qual são apresentados conceitos teóricos e citações sobre os esgotos sanitários e algumas exigências da legislação brasileira sobre o lançamento de esgotos. Também compõem esse capítulo, os processos de remoção de nitrogênio, os tratamentos biológicos para remoção de nitrogênio com enfoque ao sistema de lodo ativado, a microbiologia, o estudo cinético dos processos que ocorrem em sistemas de lodo ativado e a utilização da respirometria para suas determinações.

As unidades e a operação dos sistemas experimentais estão descritas no Capítulo 3, Material e Métodos. As variáveis analisadas e a frequência de análises, os testes respirométricos e os demais experimentos realizados complementam esse capítulo.

Estão apresentados no Capítulo 4, os resultados obtidos durante a fase experimental. 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, encontra-se a discussão dos resultados apresentados.

No Capítulo 6 expõem-se as conclusões da discussão dos resultados obtidos nesse estudo. A lista de referências bibliográficas encontra-se no final desta dissertação.

CAPÍTULO 2

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Esgotos Sanitários

O despejo líquido formado pelo esgoto doméstico e industrial, pela água de infiltração e pela parcela de contribuição pluvial é chamado de esgoto sanitário (CARVALHO e OLIVEIRA, 1997). A maior parcela desses esgotos pode ser atribuída aos esgotos domésticos e devido a isso, de uma forma geral, os esgotos domésticos caracterizam os esgotos sanitários.

Segundo o Manual de Saneamento da FUNASA (2006) o esgoto doméstico é aquele que provém, principalmente, de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas. Os principais poluentes desses esgotos, capazes de desequilibrar os ecossistemas aquáticos, são a matéria orgânica, os sólidos e os nutrientes.

2.2 Fontes e Formas de Material Orgânico em Esgotos Sanitários

Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica (FUNASA, 2006). A concentração e composição do material orgânico dependem da origem do esgoto. Quando se tem a finalidade de modelar, por exemplo, o sistema de lodo ativado, é necessário dividir o material orgânico afluyente em quatro frações diferentes (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2007).

Van Haandel e Marais (1999) utilizam a DQO (Demanda Química de Oxigênio) como parâmetro representativo da matéria orgânica visto que é possível relacionar estequiometricamente e de forma direta a DQO com o material orgânico. De acordo com esses autores, o material orgânico em termos de DQO pode ser biodegradável e não biodegradável. A **Figura 2.1** apresenta um esquema das frações do material orgânico em um sistema de lodo ativado.

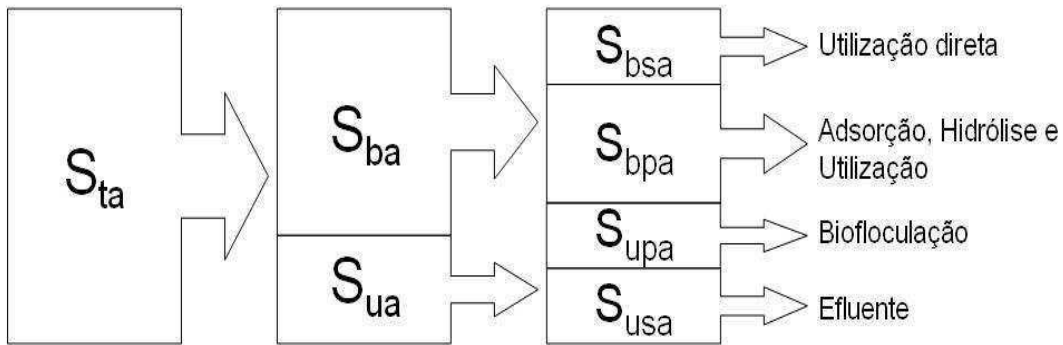


Figura 2.1: Divisão geral do material orgânico de esgoto sanitário (em termos de DQO)

A massa bacteriana, através de seu metabolismo, pode agir sobre o material orgânico afluente (S_{ta}), porém essas ações bioquímicas não afetam o material não biodegradável (S_{ua}). Para uma descrição mais refinada do sistema de lodo ativado, ambos, o material biodegradável (S_{ba}) e não biodegradável (S_{ua}), são divididos em frações sendo estas: solúvel (S_{bsa} e S_{usa}) e particulada (S_{bpa} e S_{upa}). A subdivisão leva em consideração o tamanho físico do material orgânico (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2007).

Balanco de Massa de Material Orgânico

Em um sistema de lodo ativado, uma fração da massa de material orgânico afluente (mS_{ta}) não é removida da fase líquida e deixa o sistema junto com o efluente (mS_{te}); outra é transformada em lodo orgânico e deixa o sistema como lodo de excesso (mS_{Xv}); e a fração restante é oxidada para produtos inorgânicos gasosos (mS_o).

As frações de material orgânico que deixam o sistema na forma de lodo, oxidada e no efluente, em termos de DQO, permitem fazer o balanço de massa do material orgânico (B_o) (**Equação 2.1**). De acordo com van Haandel e Marais (1999), quando o balanço fecha, ou seja, quando $B_o = 1$ o sistema é dito operar sob condições de carga orgânica constante e que os erros analíticos normalmente cometidos não são significativos.

$$B_o = (MS_{te} + MS_{Xv} + MS_o) - MS_{ta} = 1 \quad \text{(Equação 2.1)}$$

Sendo:

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

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

MS_{Xv} : fluxo de DQO que sai no lodo de excesso (mgDQO/d)

MS_o : fluxo de DQO oxidada (mgDQO/d)

2.3 Fontes e Formas de Nutrientes em Esgotos Sanitários

Em esgotos sanitários, os macronutrientes nitrogênio e fósforo estão presentes em suas diversas formas. A estrutura de alguns aminoácidos apresenta fósforo orgânico como parte de sua composição, porém o fósforo de esgotos sanitários é encontrado, principalmente, na forma de fosfatos, notadamente ortofosfato (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O nitrogênio orgânico e amoniacal são as principais formas de nitrogênio que chegam às estações de tratamento de águas residuárias, provenientes de esgoto de residências, atividades agrícolas e industriais. A matéria nitrogenada inorgânica afluente, representada pelo N_a (nitrogênio amoniacal), encontra-se nas formas gasosa (NH_3) e ionizada (NH_4^+); a predominância de uma forma ou de outra depende do pH.

Em esgotos sanitários, as formas oxidadas nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) não são comumente encontradas. Já a concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK ou N_k , que é a soma do N orgânico e amoniacal) geralmente se situa na faixa de 40 a 60 mg/L, e corresponde a, aproximadamente, 6 a 12% da DQO afluente.

Da concentração total, cerca de 75% é nitrogênio amoniacal e 25% nitrogênio orgânico (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). O nitrogênio inorgânico está presente em várias formas e estados de oxidação, conforme apresentado na **Tabela 2.1**. No decorrer das transformações biológicas do nitrogênio da forma orgânica para a forma molecular gasosa, ocorrem reações de amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação.

Tabela 2.1: Diferentes formas e estados de oxidação do nitrogênio

Forma	Fórmula	Estado de oxidação do nitrogênio
Amônia	NH ₃	-3
Íon amônio	NH ₄ ⁺	-3
Nitrogênio gasoso	N ₂	0
Íon nitrito	NO ₂ ⁻	+3
Íon nitrato	NO ₃ ⁻	+5

Balanco de Massa de Material Nitrogenado

O balanço de massa do material nitrogenado (B_n) permite avaliar os procedimentos analíticos utilizados para determinar as diversas formas de nitrogênio, e assegurar a quantificação das frações de nitrogênio presentes em sistemas de lodo ativado.

Segundo van Haandel e Marais (1999), 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. A **Equação 2.2** apresenta o cálculo típico do balanço de massa nitrogenado.

$$B_n = (MN_i + MN_{te} + MN_d)/MN_{ta} \quad \text{(Equação 2.2)}$$

Sendo:

B_n : balanço de massa de material nitrogenado (mgN/d)

MN_i : fluxo de nitrogênio descarregado no lodo de excesso (mgN/d)

MN_{te} : fluxo de nitrogênio descarregado no efluente (mgN/d)

MN_d : fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação (mgN/d)

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

2.4 Legislação

Diante dos possíveis e graves problemas com o lançamento de esgotos contendo cargas excessivas de nutrientes, tornou-se necessária a definição dos limites de concentração destes compostos. Alguns limites de concentração permissíveis de formas de nitrogênio para descarte em corpos de água estão apresentados na **Tabela 2.2**.

Tabela 2.2: Exigências legais de alguns países para descartes de efluentes em corpos hídricos receptores de esgotos (todas relativas à concentração no efluente)

PAÍS	CONCENTRAÇÃO LIMITE	REFERÊNCIA
BRASIL	10 mg N-NO ₃ /L	BRASIL (2005)
COMUNIDADE EUROPEIAS/OMS	50 mg N-NO ₃ /L e 11,3 mg N-NO ₃ /L para água potável	MATEJU <i>et al.</i> (1992) / HISCOCK <i>et al.</i> (1991) / KIM <i>et al.</i> (2003)
DINAMARCA	0,025 mg N-NH ₄ ⁺ /L para descarga em rios com peixes	HENZE <i>et al.</i> (1997)
ITÁLIA	20 mg N-NO ₃ /L	TILCHE <i>et al.</i> (1999)
CORÉIA	60 mg N-NTK/L no efluente e 10 mg N-NO ₃ ⁻ /L para água de consumo	CHOI <i>et al.</i> (2004)
EUA/EPA	10 mg N-NO ₃ /L e 15 mg/L N-NTK	MATEJU <i>et al.</i> (1992)

Para adequar um efluente de sistema de tratamento de esgotos a padrões legais, primeiramente é importante considerar as normas estaduais e/ou municipais, e, quando o local não dispuser de tais leis, deve-se tomar como referência a Resolução N°357 de 17 de Março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA N°357). Essa resolução nacional abrange a classificação de corpos d'água e atribui alguns padrões para lançamento de esgotos.

Segundo a Resolução N° 357 do CONAMA, para lançamento em corpos d'água receptores, a concentração de nitrogênio total amoniacal em efluentes tratados não deve ultrapassar o valor de 20 mg/L. As condições de lançamento previstas nessa Resolução não contemplam o NTK e fósforo total. Porém, para lançamento de efluentes em corpos d'água, deve-se atender às exigências de enquadramento desses corpos, visando à manutenção da qualidade do manancial.

Ainda segundo a Resolução N°357 do CONAMA, quando um corpo d'água não tem enquadramento, ele é considerado Classe 2 e recebe as atribuições desta classe. Todavia, para águas doces, algumas condições e padrões da Classe 2 são estabelecidas pela Classe 1. Como, por exemplo, quanto às frações nitrogenadas: para nitrato limite aceitável de até 10 mgN/L; nitrito até 1 mgN/L e nitrogênio amoniacal total variando de 0,5 mgN/L a 3,7 mgN/L, conforme o pH.

Para efluentes de sistemas de lodo ativado que tratam esgoto doméstico, a concentração de nitrogênio amoniacal deverá estar inserida provavelmente dentro da faixa de 2 mgN/L a 3,7 mgN/L, visto que o efluente é lançado com um pH próximo da neutralidade. O fósforo total segue os critérios da Classe 2, onde a concentração máxima permissível varia de 0,03 mgP/L a 0,05 mgP/L para ambientes lênticos ou intermediários, respectivamente.

2.5 Sistemas de Lodo Ativado

Sistemas de lodo ativado são sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, um dos mais difundidos no mundo e também muito utilizados no Brasil, devido, principalmente à qualidade do efluente e os baixos requisitos por área, além da possibilidade de se variar alguns processos (VON SPERLING, 2002).

Em sistemas de lodo ativado a matéria orgânica é em parte convertida em biomassa bacteriana (lodo) e em parte mineralizada para CO₂ e H₂O. Devido às boas características de sedimentabilidade do lodo, a biomassa bacteriana pode ser separada do efluente tratado por simples sedimentação.

As seguintes unidades são partes integrantes da etapa biológica do processo de lodo ativado: **tanque de aeração** ou reator biológico: local onde ocorrerão os processos de biodegradação; **sistema de aeração**: fornecimento de oxigênio necessário à biodegradação aeróbia; **tanque de decantação** ou decantador secundário: separação da água tratada da biomassa formada. Em sistemas de lodo ativado, parte do lodo decantado é recirculado para o reator biológico para manter alta a concentração da biomassa ativa no reator (VON SPERLING, 2002).

A **Figura 2.2** representa um esquema de um sistema de lodo ativado convencional onde se distinguem o reator biológico e um decantador secundário. Em sistemas de lodo ativado convencionais os sólidos são recirculados do fundo da unidade de decantação, por meio de bombeamento, para a unidade de aeração.

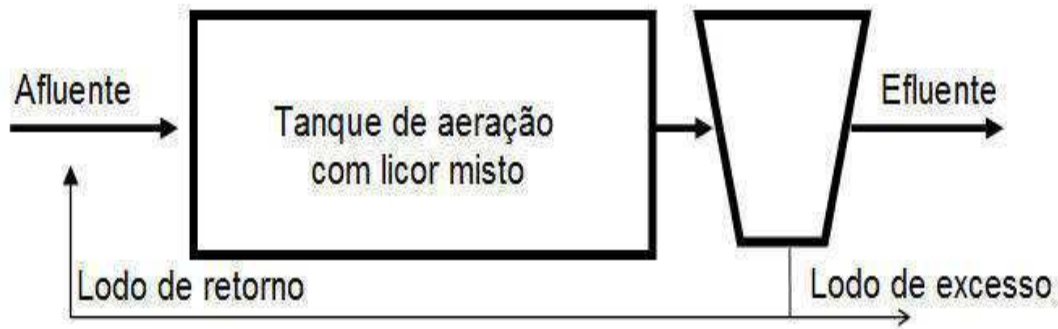


Figura 2.2: Esquema de um sistema de lodo ativado convencional

A idade de lodo (R_s) representa o tempo médio que uma partícula de lodo permanece no sistema, e pode ser determinada pela razão: massa de lodo no reator pela massa de lodo descarregada diariamente (grosseiramente dividindo-se a quantidade de lodo (seco) contida no tanque de aeração pela quantidade diária de lodo (seco) retirada do sistema como lodo em excesso). É o parâmetro fundamental para o dimensionamento e operação de sistemas de lodo ativado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A maior idade de lodo usual para sistemas de lodo ativado convencionais é de 10 dias, acima dessa idade de 18 dias a 30 dias, considera-se aeração prolongada.

Todavia, além da idade de lodo, a relação existente entre alimento e microrganismos e a sedimentabilidade do lodo constituem também parâmetros importantes para o bom desempenho desses sistemas.

A relação alimento/microrganismos indica a proporção entre a carga orgânica afluente ao tanque de aeração e a massa de microrganismos presentes neste, expressa em $\text{kgDBO}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kgSSV}^{-1}$. Valores típicos encontram-se de 0,07 a 0,45 $\text{kgDBO}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kgSSV}^{-1}$.

A sedimentabilidade do lodo de um sistema de lodo ativado pode ser determinada, principalmente, através do índice volumétrico de lodo (IVL) e através da velocidade de sedimentação zonal (BARBOSA e SOUZA, 1998).

A expressão de Vesilind (1968) que relaciona a velocidade zonal de sedimentação de lodo com a concentração deste (**Equação 2.3**) é utilizada para caracterizar a sedimentabilidade:

$$VSZ = V_o \exp(-kX_t) \quad \text{(Equação 2.3)}$$

Sendo:

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

X_t : concentração de lodo (gSTS/L);

V_o , k : constantes de sedimentabilidade.

As constantes de sedimentabilidade variam de acordo com a natureza e concentração do lodo e, portanto, não podem ser estimadas teoricamente.

Leitão (2004) propôs um método que consiste em se colocar em um cilindro o lodo a ser investigado (concentração e massa inicialmente conhecidas), recirculando-se o efluente clarificado pela parte inferior do tubo como indicado na **Figura 2.3**. Aplicando-se taxas diferentes de recirculação, obtêm-se velocidades ascendentes diferentes. O lodo se expandirá de tal modo que a sua velocidade de sedimentação se igualará à velocidade ascendente do líquido, sendo esta a VSZ. A VSZ (**Equação 2.4**) é dada pela razão da vazão (Q) da bomba dosadora e a área do cilindro (A):

$$VSZ = Q/A \quad \text{(Equação 2.4)}$$

A concentração (**Equação 2.5**) de sólidos é dada pela razão entre a massa de lodo colocado no cilindro (MX_t) e o volume de lodo que é dado pelo produto da área (A) e a altura (H) da interface lodo-sobrenadante:

$$X_t = MX_t/(HA) \quad \text{(Equação 2.5)}$$

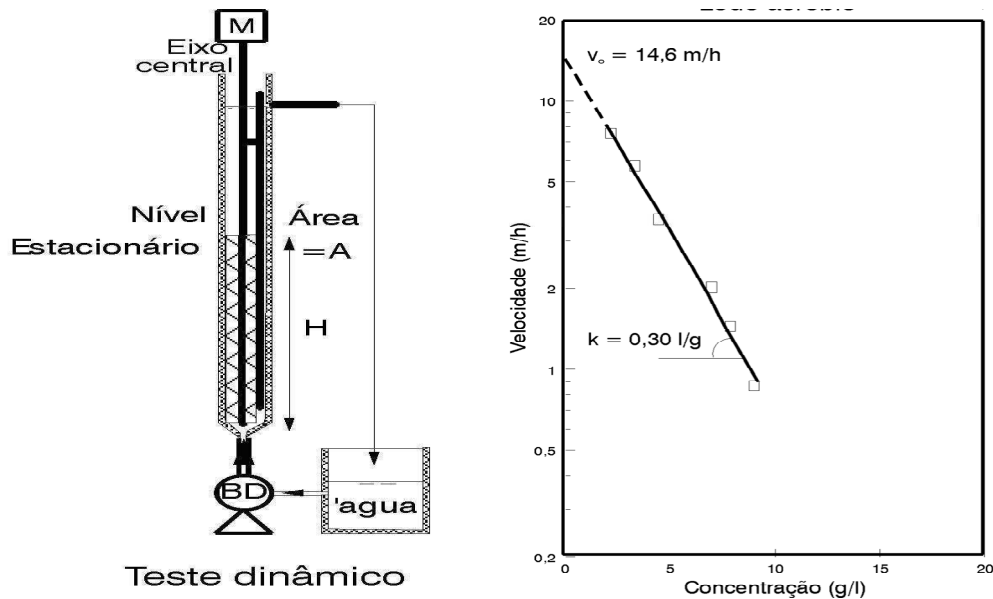


Figura 2.3: (Esquerda) Representação dos aparatos utilizados no teste de sedimentabilidade dinâmico (Leitão 2004). (Direita) Determinação gráfica das constantes de Vesilind.

Conhecida a VSZ para diferentes concentrações de sólidos totais (X_t), as constantes de Vesilind podem ser determinadas graficamente. As constantes são determinadas plotando-se em um diagrama semi-logarítmico (base-e) a VSZ em função da concentração de lodo. A declividade da reta (k , na Figura 1) dá o valor da constante k . A constante v_0 pode ser encontrada como a intersecção da reta com o eixo das ordenadas.

2.6 Sistemas de Lodo Ativado com Remoção de Nutrientes

Algumas das principais configurações de sistemas de lodo ativado com remoção de nitrogênio e fósforo são:

Sistema Bardenpho:

Sistemas de lodo ativado do tipo Bardenpho ou simplesmente sistemas Bardenpho são variantes de sistemas de lodo ativado convencionais e são projetados para remover além da matéria orgânica os macronutrientes nitrogênio, através dos processos seqüenciais de nitrificação e desnitrificação e

fósforo, apenas através de descarte de lodo. Na **Figura 2.4** apresenta-se um esquema de um sistema Bardenpho.

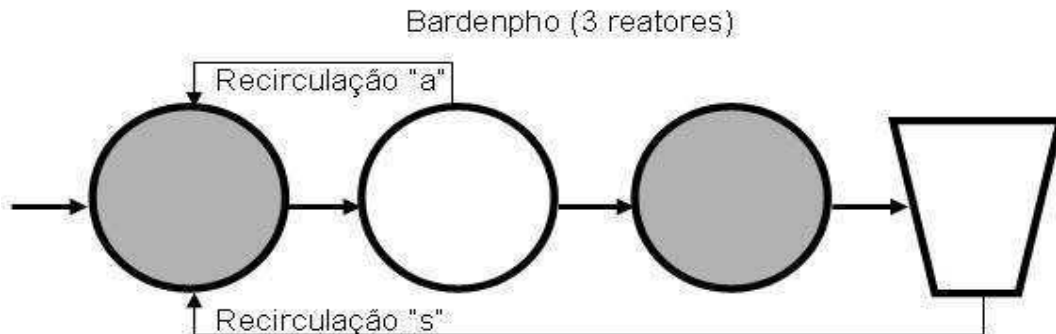


Figura 2.4: Esquema de um sistema de lodo ativado Bardenpho com 3 reatores (anóxico-aeróbio-anóxico) e um decantador secundário

Sistemas Bardenpho são sistemas formados por 3 reatores sequenciais do tipo anóxico-aeróbio-anóxico ou, de outra maneira, pré-desnitrificante-nitrificante-pós-desnitrificante. A eficiência desses sistemas quanto à desnitrificação depende da taxa de reciclo de lodo interno, que proporciona maior aporte de nitratos aos reatores anóxicos.

Em condições normais, sem desnitrificação endógena, o sistema Bardenpho tem uma eficiência de desnitrificação em torno de 83%. Esse percentual pode ser alcançado como resultado do desempenho do primeiro reator anóxico. Se 50% dos nitratos forem removidos na segunda zona anóxica, através da respiração endógena utilizando nitratos, então uma eficiência de 90% pode ser obtida (COLLIVIGNARELI e BERTANZA, 1999; LOPES, 2000).

Sistema UCT

Na **Figura 2.5** apresenta-se o sistema UCT que é um sistema de lodo ativado composto de 4 reatores sendo o primeiro anaeróbio, o segundo e o quarto anóxicos e o terceiro aeróbio, podendo ou não apresentar um quinto reator, sendo este aeróbio. Após a série de reatores há um decantador secundário.

No sistema UCT (**Figura 2.5**) proposto por Rabinowitz e Marais (1980), a introdução de nitrato na zona anaeróbia é evitada porque o fluxo recirculado que chega à zona anaeróbia é trazido do reator anóxico em vez do reator aeróbio.

Na zona anóxica a concentração de nitrato é controlada a um baixo nível devido à manipulação do fator de recirculação ($r = 1$), de tal modo que o nitrato disponível para desnitrificação sempre é menor que a capacidade de desnitrificação disponível na zona de pré-D (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2007).

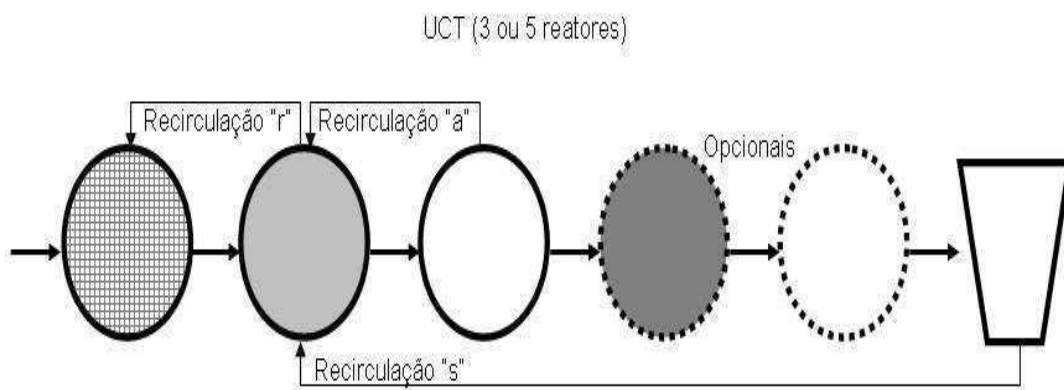


Figura 2.5: Esquema de um sistema de lodo ativado UCT com 5 reatores sequenciais (anaeróbio-anóxico-aeróbio-anóxico-aeróbio) e um decantador secundário.

2.7 Microbiologia de Lodo Ativado

Diante da variedade de compostos orgânicos e inorgânicos disponíveis nos esgotos, um diversificado ecossistema se desenvolve nos reatores de um sistema de lodo ativado. A composição dessa comunidade depende da competição pela variada e limitada disponibilidade de alimento, sendo também influenciada por parâmetros ambientais, principalmente pH, temperatura, OD e outros (ECKENFELDER, 1992).

No lodo de sistemas de lodo ativado geralmente é encontrada uma grande diversidade de espécies de microrganismos, entre bactérias, protozoários, fungos e micrometazoários. Esses organismos ocorrem em grandes

populações, principalmente as bactérias, que estão presentes em quantidades que variam em média entre 1 a $38 \cdot 10^6$ /mL (HORAN, 1990).

2.8 Bactérias em Sistemas de Lodo Ativado

As bactérias são os microrganismos mais importantes de sistemas de lodo ativado, sendo responsáveis pela decomposição da matéria orgânica do esgoto e pela formação dos flocos, os quais podem ser separados da fase líquida por sedimentação.

A maioria das bactérias presentes em sistemas de lodo ativado são quimioheterotróficas e também gram-negativas, oxidando a matéria orgânica a dióxido de carbono e água, utilizando oxigênio molecular comoceptor de elétrons (HORAN, 1990; JENKINS *et al.*, 2003). Também são encontradas bactérias quimioautotróficas que realizam a síntese orgânica a partir de gás carbônico e água, utilizando com fonte de energia a oxidação aeróbia de compostos inorgânicos formados por nitrogênio, enxofre e ferro (ECKENFELDER, 1992).

2.9 Metabolismo Oxidativo

O metabolismo heterotrófico de degradação da matéria orgânica pode ser de duas formas: catabolismo onde os organismos obtêm energia através da oxidação de um doador de elétrons e, anabolismo que resulta na síntese de novas células. Segundo Marais e Ekama (1976), para o catabolismo é utilizado 1/3 do material orgânico e para o anabolismo 2/3 desse material.

Sabe-se que na oxidação de 1 g de DQO 1 g de oxigênio é utilizado. Essa relação pode ser utilizada para quantificar o metabolismo oxidativo ou catabolismo, através de testes respirométricos. Já o anabolismo ou síntese da matéria orgânica só pode ser estimado mediante análises de sólidos suspensos voláteis.

A produção de massa bacteriana durante o metabolismo oxidativo está na faixa entre 0,35 e 0,52 gSSV/g⁻¹DQO metabolizada. Esse é o coeficiente de síntese celular ou constante de rendimento (Y).

De acordo com van Haandel e Marais (1999) 0,45 gSSV/g⁻¹DQO é um bom valor médio a ser utilizado. Por outro lado, a DQO do lodo anabolizado é de 1,5 mgDQO/mg⁻¹SSV.

2.10 Amonificação/Assimilação

O nitrogênio chega ao esgoto doméstico basicamente sob duas formas: (1) uréia, resultante da metabolização das proteínas e excretada na urina e (2) proteínas não assimiladas, excretadas nas fezes. A uréia é rapidamente hidrolisada por bactérias, sob condições aeróbias ou anaeróbias, pela ação da enzima urease, gerando amônia e gás carbônico.

As proteínas são convertidas a moléculas mais simples, peptídeos ou aminoácidos, pela ação de enzimas extracelulares produzidas por bactérias proteolíticas. Na seqüência, ocorre o processo de deaminação, que dependendo das condições ambientais será oxidativa ou oxidativa-redutiva, intermediadas por bactérias aeróbias ou anaeróbias. Ambas as reações produzem íon amônio (NH₄⁺) e ácidos orgânicos (BITTON, 1994).

Segundo van Haandel e van der Lubbe (2007), o processo de amonificação é a conversão de nitrogênio orgânico em íon amônio, considerando que o processo inverso, a conversão de amônio em nitrogênio orgânico, é chamado assimilação bacteriana ou, assimilação.

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

No processo de amonificação há consumo de acidez e aumento de alcalinidade. Considerando que o pH no licor misto (mistura da biomassa suspensa com esgoto) é tipicamente perto do ponto neutro (pH = 7), o amônio estará predominantemente presente em sua forma iônica (NH₄⁺) pela reação que ocorre na **Equação 2.1**:



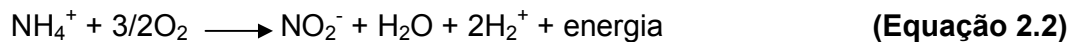
2.11 Nitrificação

O processo de nitrificação é a conversão da amônia a nitrato pela ação de bactérias. Denomina-se nitrificação autotrófica quando o processo se deve à ação de bactérias autotróficas aeróbias, que utilizam o CO₂ como fonte de carbono e adquirem energia para sua assimilação a partir da oxidação dos compostos nitrogenados.

A nitrificação ocorre em duas etapas consecutivas: nitritação e nitratação. Na nitritação a amônia é oxidada a nitrito e na nitratação o nitrito é oxidado a nitrato. Não se tem conhecimento de nenhum microrganismo capaz de converter amônia diretamente a nitrato (BITTON, 1994; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; YE e THOMAS, 2001; METCALF e EDDY, 2003).

A alcalinidade é consumida pela oxidação de N-amoniacal (consumo de 8,64 mg de HCO₃⁻ ou 7,14 mg CaCO₃ por mg de amônio (NH₄⁺) oxidado) e o valor de pH diminui se não houver meios para o seu controle. A alcalinidade consumida pelas bactérias nitrificantes pode ser calculada utilizando-se as **Equações 2.2, 2.3 e 2.4** (BARNES e BLISS, 1983; METCALF e EDDY, 2003):

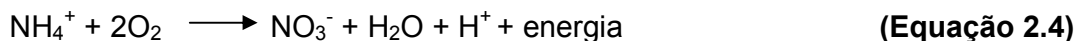
- para nitritadoras ou bactérias oxidantes de N-amoniacal:



- para nitratadoras ou bactérias oxidantes de nitrito:



- equação global para a nitrificação:



Dessas equações, percebe-se que há um consumo de alcalinidade e um consumo maior de oxigênio e na primeira fase da nitrificação, ou seja, na fase de nitritação. A energia liberada nessas reações é usada pelos organismos

nitrificantes para síntese a partir das fontes de carbono inorgânico, como dióxido de carbono, bicarbonato e carbonato (BARNES e BLISS, 1983).

Estequiometricamente o consumo de oxigênio é de $1,86 \text{ mol O}_2/\text{gN-NH}_4^+$ * $32 \text{ gO}_2/\text{mol} = 4,25 \text{ gO}_2/\text{gN-NH}_4^+$ na nitrificação de 1 mol N-NH_4^+ * 14 g N/mol . E o consumo de alcalinidade de $1,98 \text{ mol HCO}_3^-$ * $61 \text{ gHCO}_3^-/\text{mol} = 8,635 \text{ gO}_2/\text{g N-NH}_4^+$ na nitrificação 1 mol N-NH_4^+ * 14 g N/mol .

A velocidade máxima de nitrificação ocorre em concentrações de OD acima de $2 \text{ mg O}_2/\text{L}$. O aumento da concentração de biomassa nitrificante também aumenta a taxa de nitrificação. Fatores ambientais como pH, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, substâncias tóxicas ou inibidoras influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, como consequência, a taxa de oxidação da amônia.

2.12 Desnitrificação

O processo de desnitrificação pode ser realizado por bactérias quimiorganotróficas e fototróficas e por alguns fungos (SCHMIDT *et al.*, 2003). Muitas espécies são capazes de usar oxigênio no metabolismo e, na ausência de oxigênio, reduzem nitrato (NO_3^-) no metabolismo denominado anóxico. Desse modo, a mesma biomassa pode ser usada em processo aeróbio/anóxico para remoção de carbono e nitrato (NO_3^-). O termo anóxico refere-se a uma via metabólica oxidativa sem utilização do oxigênio (METCALF e EDDY, 2003).

Quase todas as bactérias desnitrificantes são capazes de utilizar nitrito (NO_2^-) substituindo o nitrato (NO_3^-) como aceptor final de elétrons além de usar também compostos orgânicos diferentes como doadores de elétrons ou fonte de energia (WIESMAN, 1994).

Metcalf e Eddy (2003) apresentam como bactérias desnitrificantes os seguintes gêneros: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*.

Além dessas bactérias, Mateju *et al.* (1992) ainda citam: *Azospirillum*, *Beggiatoa*, *Chromobacterium*, *Clostridium*, *Dessulfovibrio*, *Erythrobacter*, *Galionella*, *Helobacterium*, *Halomonas*, *Hypomicrobium*, *Neisseria*, *Paracoccus*,

Propionibacterium, *Rhizobium*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera*, *Vibrio* e *Xanthomonas*.

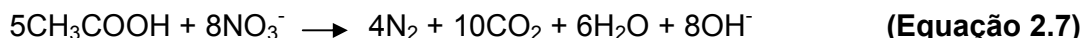
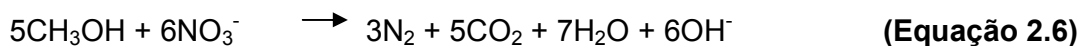
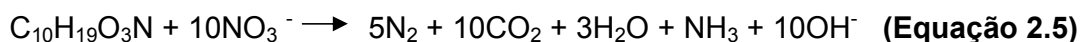
Bactérias do gênero *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera* e outros podem efetuar desnitrificação autotrófica com uso de CO₂ ou bicarbonato, compostos de hidrogênio e de enxofre (SO, S₂⁻, S₂O₃²⁻, S₂O₂²⁻ ou SO₃²⁻) como também ferro como fonte de energia (MATEJU *et al.*, 1992).

Na desnitrificação via nitrato, o nitrogênio passa por vários níveis de oxidação em que ocorrem as seguintes etapas:



Na desnitrificação o doador de elétrons pode se originar de três fontes: matéria orgânica do afluyente (esgoto), matéria orgânica do material celular bacteriano (respiração endógena) e de fonte externa exógena de carbono (acetato ou metanol, por exemplo).

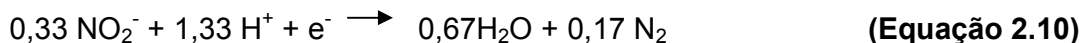
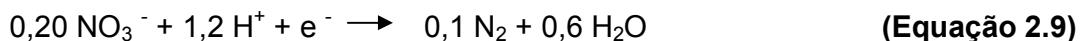
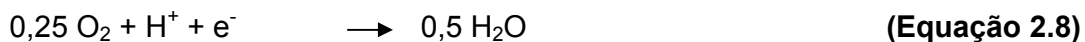
Segundo a USEPA (1993) a fórmula química C₁₀H₁₉O₃N pode ser usada para representar o material orgânico biodegradável em esgotos (**Equação 2.5**). Outras fontes de carbono como metanol (**Equação 2.6**) e acetato (**Equação 2.7**) também podem ser usadas (METCALF e EDDY, 2003):



Nessas reações descritas nas **Equações 2.5, 2.6 e 2.7**, um equivalente de alcalinidade, ou seja, 3,57 g de alcalinidade (como CaCO₃) são produzidos por equivalente de NO₃-N reduzido. Na nitrificação são consumidos 7,14 g de alcalinidade como CaCO₃ por grama de NH₄-N oxidados.

Dessa forma, vê-se que a desnitrificação recupera metade da alcalinidade consumida durante a nitrificação. As meias-reações seguintes (**Equações 2.8, 2.9 e 2.10**) correspondem à utilização de oxigênio, nitrato e nitrito,

respectivamente, como aceptores finais de elétrons no processo de oxidação (METCALF e EDDY, 2003).



Comparando as meias-reações apresentadas nas **Equações 2.8 e 2.9** percebe-se para a aceitação de 1 elétron são necessários 0,25 moles de oxigênio e 0,2 moles de nitrato. A partir daí, pode-se calcular a equivalência de oxigênio e nitrato como $(0,25 * 32 \text{ gO}_2/\text{mol}) / (0,20 * 14 \text{ gN}/\text{mol})$ é igual a 2,86 $\text{gO}_2/\text{gNO}_3\text{-N}$. O oxigênio equivalente é um desígnio útil aos cálculos de oxigênio total requerido para nitrificação-desnitrificação em sistemas de tratamentos biológicos. Semelhantemente, para nitrito comoceptor final de elétrons, o oxigênio equivalente de nitrito é 1,71 $\text{g O}_2/\text{gNO}_2\text{-N}$ (METCALF e EDDY, 2003).

Os cálculos para a determinação da taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrato ou nitrito resumem-se no produto dos fatores equivalentes (2,86 e 1,71, respectivamente) pela variação de nitrato ou nitrito.

Assim, a partir desses fatores, pode-se determinar além do valor equivalente de oxigênio, também a taxa de consumo de oxigênio equivalente e, conseqüentemente, estimar a utilização de matéria orgânica em cada uma dessas situações. Dessa forma, o valor da taxa de consumo de oxigênio, obtido pelo consumo de oxigênio nos processos aeróbios, pode ser comparado de forma direta à taxa de consumo de oxigênio equivalente, obtida em condições anóxicas.

A taxa de desnitrificação é afetada por fatores ambientais como: temperatura, pH e concentração de OD. A desnitrificação ocorre em temperaturas na faixa de 10°C a 30°C. O pH ótimo está na faixa de 6,5 a 8,0 (METCALF e EDDY, 2003). A velocidade de desnitrificação é reduzida em valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 9,0 (SURAMPALLI *et al.*, 1997), principalmente devido ao aumento da produção de óxidos nítricos que são

inibidores do processo. Em valores de pH abaixo de 7, pode haver aumento da produção de N₂O como produto final da desnitrificação (HENZE *et al.*, 1997).

A presença de oxigênio inibe o processo de desnitrificação em concentrações superiores a 1 mgO₂/L (SURAMPALLI *et al.*, 1997). A concentração de oxigênio que é considerada de maior efeito é a que está dentro dos flocos ou biofilmes e não a que é medida na fase líquida (HENZE *et al.*, 1997).

Quando a fonte de energia é orgânica, a água residuária a ser desnitrificada deve conter carbono orgânico suficiente para prover a conversão de nitrato (NO₃⁻) a N₂ gasoso pela bactéria. O requerimento de carbono pode ser provido por meio de fonte interna (recirculação de parte da água residuária, material celular) ou externa (aminoácidos, etanol, acetato, succinato, acetona, glicose, óleo de oliva e benzoato) (METCALF e EDDY, 2003; HENZE *et al.*, 1997).

Henze *et al.* (1997) relataram valores de C/N ótimo de 4 a 5 kgDQO/ kg N no caso de matéria orgânica e de 3,1 a 3,7 kgDQO/kg N no caso de ácido acético como fonte de carbono. Barnard (1991) relatou que a desnitrificação completa pode ser atingida em esgoto sanitário com relação DQO/NTK de 7.

Para fontes de carbono prontamente biodegradáveis, Narcis *et al.* (1979) recomendam que relação DQO/NO₃⁻ de 3 a 6 (massa/massa) possibilita completa redução de nitrato a nitrogênio elementar. Sistemas biológicos similares podem ter diferentes relações C/N ótimas se usadas para tratar diferentes águas residuárias sob condições ambientais e em reatores distintos.

Por isso, a relação C/N ótima para sistemas desnitrificantes biológicos que tratam águas residuárias específicas, deve ser determinada experimentalmente. Na **Tabela 2.3** encontram-se para algumas fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e em diferentes reatores a relação ótima C/N encontrada.

Tabela 2.3: Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e relação DQO/N em diferentes reatores tratando diferentes águas residuárias.

REFERÊNCIA	TIPO DE REATOR	FONTE DE CARBONO	FORMA DE N A SER DESNITRIFICADA	RELAÇÃO ÓTIMA
TURK E MAVINIC (1989)	BATELADA	ACETATO	NO ₂ -	DQO/N =2
ABELING E SEYFRIED (1992)	PROCESSO ANÓXICO/AERÓBIO	ACETATO	NO ₃ - NO ₂ -	DQO/N = 2,08 DQO/N = 1,56

KIM <i>et al</i> (1992)	REATOR CONTÍNUO	AMIDO	NO3-	C/N = 2,58
MATEJU <i>et al</i> (1992)	REATOR CONTÍNUO	ACETATO	NO3-	DQO/N = 3,74
KUBA <i>et al</i> (1996)	PROCESSO ANÓXICO/AERÓBIO	ACETATO	NO3-	C/N = 3,4
BERNET <i>et al.</i> (1997)	FRASCO BATELADA	ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA	NO2-	C/N = 2,88 C/N = 4,16
AESoy <i>et al.</i> (1994)	REATOR DE BIOFILME	ETANOL LODO HIDROLISADO	NO3-	DQO/N = 4,5 DQO/N = 8 A 10,5
CARRERA <i>et al</i> (2004)	SISTEMA BIOLÓGICO DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES	ETANOL	NO3-	DQO/N = 7
CEÇEN E GONENÇ (1995)	LODO ATIVADO	MELADO	NO3-	DQO/N = 5

2.13 Novos processos de remoção de nitrogênio

Recentes estudos relatados (desde 1990) têm mostrado que, através de novos processos, a remoção biológica de nitrogênio pode acontecer de outras formas além da via comum: nitrificação e desnitrificação completas.

Esses estudos apresentam-se de grande relevância científica, pois aliam economia e inovação tendo em vista a grande preocupação com a descarga de nutrientes no meio ambiente.

Os novos processos consistem em rotas alternativas de remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias. Um exemplo interessante e já testado e utilizado em escala real em algumas localidades (com satisfatórios resultados) é o processo SHARON (*Single Reactor for High Activity Ammonium Removal Over Nitrite*) em que se estabelece um curto-circuito nos processos de nitrificação e desnitrificação. Um grupo de investigadores da Universidade Técnica de Delft na Holanda desenvolveu esse processo que é capaz de nitrificar parcialmente águas residuais e produzir quantidades consideráveis de nitrito (Hellings *et al.*, 1998).

A nitrificação é interrompida numa etapa intermediária, em que a oxidação da amônia cessa na forma de nitrito para numa próxima etapa, sem aeração, haver conversão de nitrito a nitrogênio gasoso, economizando, dessa forma, energia e doadores de elétrons.

A oxidação para nitrito só requer 3/4 da demanda de oxigênio necessário para a oxidação para nitrato como também a desnitrificação do nitrito requer apenas 3/5 do material orgânico necessário para a remoção do nitrato (Schmidt *et al.*, 2003). O sistema SHARON é operado sob curtos tempos de detenção hidráulica, altas temperaturas (30°C a 35°C), elevadas vazões específicas de

alimentação (alta concentração de amônia no efluente) e sem recirculação (VAN VELDHUIZEN *et al.*, 1997; e JETTEN *et al.*, 2000).

Outros processos em estudos são:

ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) que é realizado por microrganismos autotróficos e dispensa adição de fonte externa de carbono (JETTEN *et al.*, 1999). Esse processo também já é operado em escala real e combina parte do nitrogênio, na forma de nitrito, com o nitrogênio amoniacal excedente e transforma a amônia a nitrogênio gasoso sob condições anaeróbias, reduzindo significativamente o consumo de oxigênio e DQO na fase de desnitrificação (MULDER *et al.*, 1995).

O processo ANAMMOX geralmente requer um passo anterior de nitrificação parcial, que converte em nitrito parte do amônio presente no afluente. O nitrito pode ser produzido pelo processo SHARON à montante do tanque ANAMMOX, convertendo cerca de 50% do amônio afluente em nitrito (VILLAVERDE, 2001).

CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrito*), processo alternativo ao processo Sharon-Anammox economicamente vantajoso, uma vez que permite a remoção de amônio em um único reator, apesar de apresentar eficiência de remoção de nitrogênio inferior (SCHMIDT *et al.*, 2003). Esse sistema exige, no entanto, um rigoroso controle da concentração de oxigênio, para garantir a nitrificação parcial e evitar o envenenamento da biomassa Anammox por nitrito, devido a excesso de oxigênio (NIELSEN *et al.*, 2005).

No processo OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification*), o oxigênio é fornecido em quantidade estequiométrica para que a nitrificação proceda apenas até nitrito e, subseqüentemente, devido à escassez de aceptores de elétrons, o nitrito formado seja consumido para oxidar o restante do amônio (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998).

O processo OLAND, quando comparado ao processo de nitrificação e desnitrificação convencional, permite uma economia de 62,5% de oxigênio (energia) e 100% de agente redutor (fonte de carbono orgânico). Além de que, a oxidação direta de amônio a nitrogênio gasoso pode ser alcançada em uma única fase (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998). Na **Tabela 2.4** estão apresentados alguns processos e as demanda de oxigênio e alcalinidade, assim como de carbono orgânico.

Tabela 2.4: Demandas de oxigênio, alcalinidade, e carbono orgânico.

Processo	Primeira Etapa		Segunda Etapa	
	Oxigênio (g O ₂ /g N)	Alcalinidade (g CaCO ₃ /g N)	C Orgânico (g DQO/g N)	Alcalinidade (g CaCO ₃ /g N)
Nitrificação/Desnitrificação	4,57	1,14	3,7	(3,57)
Nitritação/ Desnitritação	3,43	7,14	2,3	(3,57)
SHARON/ ANAMMOX	1,71	3,57	-	0,24

2.14 Modelos Matemáticos para Lodo Ativado

Os modelos matemáticos mais empregados atualmente na predição de comportamentos biológicos em unidades de tratamento de esgotos derivam dos estudos realizados pelo grupo de pesquisadores da IWA – *International Water Association*, denominados de ASM – *Activated Sludge Models* (Modelos para Lodo Ativado). Para esses modelos contribuíram os estudos realizados pela equipe de pesquisadores da *University of Cape Town* na África do Sul, coordenada pelo professor G. Marais, em meados dos anos 80. Apesar desses modelos se basearem em processos que ocorrem na biomassa suspensa, muitos pesquisadores que trabalham com biomassa fixa os utilizam (SEZERINO, 2006).

Os modelos matemáticos da IWA (ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3) predizem dados para o dimensionamento e a operação de sistemas de lodo ativado de qualquer configuração, seja convencional ou não. Esses dados podem ser obtidos através de programas de simulação ou simplificações do modelo (HENZE *et al.*, 1987; HENZE *et al.*, 1999; GUJER *et al.*, 2000).

Em 1999, van Haandel e Marais publicaram um livro que oferece a simplificação dessa teoria, que resultou no Modelo Simplificado para Lodo Ativado, incluindo além do modelamento do sistema de lodo ativado, também aspectos de minimização de custos e otimização de projeto e operação.

2.15 Fatores Cinéticos da Utilização de Material Orgânico

O principal fator a ser considerado, quando se pretende determinar a cinética da utilização do material orgânico, é a taxa de utilização deste material.

Essa taxa corresponde à velocidade com que os processos oxidativos e de síntese ocorrem em sistemas de lodo ativado.

A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é proporcional à taxa de utilização de substrato e a concentração do substrato influencia na taxa de utilização desse substrato. Sendo assim, o crescimento bacteriano ocorre em função da disponibilidade de material orgânico. Quando há pouca disponibilidade de substrato, a taxa de crescimento é proporcionalmente reduzida e quando não se tem limitação de substrato essa taxa de crescimento é máxima. A **Equação 2.11** expressa a relação entre a taxa específica máxima de crescimento e a disponibilidade desse substrato.

$$\mu_m = \mu_{max} * [S/(S + K_s)] \quad \text{(Equação 2.11)}$$

Sendo:

μ_m : taxa específica de crescimento (d^{-1});

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

K_s : constante de meia saturação;

S: concentração de substrato (mg/L).

Quando a quantidade de substrato é máxima, de modo que não limita o metabolismo bacteriano, $S \gg K_s$, pode-se considerar que μ_m é igual ao valor de μ_{max} , sendo μ_{max} determinado conforme a **Equação 2.12** (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

$$\mu_{max} = (Y * r_{max}) / X_a \quad \text{(Equação 2.12)}$$

Sendo:

X_a : concentração das bactérias heterotróficas (mg/L);

Y: coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas ($0,45 \text{ mg}X_a * \text{mgDQO}^{-1}$) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999);

r_{max} : taxa de utilização máxima do material carbonáceo ($\text{mgDQO} * \text{mg}X_a^{-1} . d^{-1}$), determinada, por exemplo, através de testes respirométricos (**Seção 2.18** deste **Capítulo**).

A **equação 2.13** apresenta uma forma simples de determinar a taxa máxima de utilização do material carbonáceo.

$$r_{\max} = 3 * TCO_{\text{exo}} / X_a \quad \text{(Equação 2.13)}$$

Sendo:

r_{\max} : taxa de utilização máxima do material carbonáceo ($\text{mgDQO} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);

TCO_{exo} : taxa de consumo de oxigênio exógena (a DQO oxidada é equivalente a $TCO_{\text{exo}} * 3$, visto que 1/3 do material adicionado é oxidado, como abordado na **Seção 2.9** deste **Capítulo**).

Observando as **Equações 2.12** e **2.13**, percebe-se que, tendo-se determinado a TCO_{exo} (através dos testes respirométricos), para se calcular r_{\max} (**Equação 2.13**) e μ_{\max} (**Equação 2.12**) é necessária a determinação da concentração de lodo ativo X_a (**Equação 2.14.a**). É importante destacar que nem todo material volátil é biomassa ativa. O valor desse parâmetro pode ser estabelecido por dois critérios independentes segundo Marais e Ekama, (1976):

(1) a teoria de lodo ativado mostra que a concentração de lodo ativo se expressa como (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999):

$$X_a = Y * R_h * S_{ta} / (1 + b_h * R_s) * R_h \quad \text{Equação (2.14.a)}$$

Sendo:

R_h : tempo de permanência do líquido (d);

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

b_h : constante de decaimento de lodo ativo (d^{-1});

R_s : idade de lodo (d);

(2) a partir da TCO endógena, determinada na ausência de material extracelular, também se pode determinar o valor de X_a (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A **equação 2.14.b** apresenta mais uma maneira de cálculo utilizado para determinar a concentração das bactérias heterotróficas ativas no

sistema. Para melhor estimativa de X_a , usa-se a média dos resultados obtidos pelos dois métodos.

$$X_a = \text{TCO}_{\text{end}} / [f_{\text{cv}} * (1 - f) * b_h] \quad \text{(Equação 2.14.b)}$$

Sendo:

b_h : constante de decaimento para as bactérias heterotróficas ($0,24 * 1,04^{(t-20)}$, onde t é a temperatura de operação) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999);

X_a : concentração das bactérias heterotróficas mgSSV/L;

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

f_{cv} : fator de conversão de DQO para material ativo heterotrófico (1,5 mgDQO/mgSSV) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999);

f : fração não biodegradável após total decaimento do lodo = 0,2 (resíduo endógeno).

2.16 Fatores cinéticos do Processo de Nitrificação

Segundo van Haandel e Marais (1999), a taxa de crescimento líquido das bactérias nitrificantes, que consiste no 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 (**Equação 2.14**):

$$(dX_n/dt)_l = (dX_n/dt)_c + (dX_n/dt)_d + (dX_n/dt)_e \quad \text{(Equação 2.14)}$$

Sendo:

$$(dX_n/dt)_c = r_n Y_n = \mu_{\text{máx}} X_n * N_a / (N_a + K_n)$$

$$(dX_n/dt)_d = -b_n X_n$$

$$(dX_n/dt)_e = -X_n / R_s$$

$$(dX_n/dt)_l = 0 = \mu_{\text{máx}} X_n * N_a / (N_a + K_n) - b_n X_n - X_n / R_s$$

Em que:

$(dX_n/dt)_c$: taxa de crescimento das bactérias nitrificantes ($\text{mgSSV} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

$(dX_n/dt)_d$: taxa de decaimento das bactérias nitrificantes ($\text{mgSSV} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

$(dX_n/dt)_e$: taxa de descarga de lodo de excesso ($\text{mgSSV} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

E também,

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).

Com um rearranjo na equação anteriormente descrita e, considerando que a concentração de amônia (substrato disponível para nitrificação) é muito maior do que K_n , ou seja, $K_n/N_p \ll 1$, a expressão para determinação da idade de lodo mínima (R_{SM}) para que ocorra nitrificação será **(Equação 2.15)**:

$$R_{sm} = 1/(\mu_{\max} - b_n) \quad \text{(Equação 2.15)}$$

As constantes cinéticas apresentadas (K_n , μ_{\max} e b_n) variam conforme a água residuária a ser tratada. Os principais fatores que demonstram influenciar o valor de μ_m são, além da origem do afluente, algumas condições operacionais e ambientais como OD, temperatura e pH.

2.17 Fatores Cinéticos do Processo de Desnitrificação

2.17.1 Produção de lodo em sistemas anóxico/aeróbios

Dados publicados sobre sistemas de lodo ativado sob condições anóxicas/aeróbicas puderam ser comparados, verificando-se que a produção de lodo não era afetada pela presença de zonas anóxicas, ou seja, era equivalente a um sistema puramente aeróbio. Além disso, a massa de lodo orgânico por unidade de massa de DQO diária aplicada (mX_v) é ditada em função da idade de lodo para frações diferentes de lodo anóxico, temperatura e lodo (sistemas pré-D e pós-D) (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2007).

2.17.2 Taxa de Desnitrificação

A taxa de desnitrificação pode ser determinada pelo perfil linear da concentração de nitrato, indicando que a remoção de nitrato é um processo de ordem zero em relação à concentração de nitrato.

O perfil da concentração de nitrato em um reator pré-D indica que podem ser distinguidas duas fases: uma fase primária com uma duração curta (de só alguns minutos) com uma taxa de desnitrificação alta, e uma fase secundária que ocorre durante a permanência do nitrato no reator anóxico, com uma taxa de desnitrificação constante, porém mais baixa (VAN HAANDEL, 1981).

No reator pós-D também há um perfil linear da concentração de nitrato em função do tempo de retenção, mas a taxa de desnitrificação dentro do reator pós-D sempre é menor que na fase secundária de um reator pré-D.

Van Haandel (1981) mostrou que se pode associar o valor alto da taxa de desnitrificação durante a fase primária à utilização simultânea de material rapidamente e lentamente biodegradável.

Na fase secundária, onde o material rapidamente biodegradável já foi consumido, a taxa de desnitrificação é devido à utilização do material lentamente biodegradável. No reator pós-D, a desnitrificação só é associada à utilização de material lentamente biodegradável. Esse material (em um reator pós-D) está presente numa concentração menor quando comparada a um reator pré-D e, conseqüentemente, a taxa de desnitrificação será também menor.

Descreve-se o processo de desnitrificação em um reator pré-D usando-se duas constantes: k_1 para a fase primária e k_2 para a fase secundária. Pode-se imaginar para o modelamento que durante a fase primária desenvolvem-se os dois processos de desnitrificação simultaneamente e que, apenas um deles continua durante a fase secundária. Então $K = k_1 + k_2$ na fase primária e $K = k_2$ na fase secundária. Para o reator pós-D acrescenta-se a constante k_3 .

Van Haandel (1981) calculou os valores das constantes das taxas de desnitrificação k_1 e k_2 dos resultados experimentais obtidos por vários autores que utilizaram esgoto municipal como afluente: Duro (1974), Van Haandel (1981); na África do Sul; Sutton *et al.* (1979) no Canadá; Heide (1975) nos Países Baixos e Heidman (1979) nos Estados Unidos.

Todavia, é possível que em esgotos com uma contribuição industrial significativa ou predominantemente industrial, as constantes tenham valores diferentes devido à presença de materiais tóxicos. Os valores seguintes foram calculados para as temperaturas de 12°C a 26°C (**Equações 2.21, 2.22 e 2.23**).

$$k_1 = 0,72 * 1,2^{(T-20)} \quad \text{(Equação 2.21)}$$

$$k_2 = 0,10 * 1,08^{(T-20)} \quad \text{(Equação 2.22)}$$

$$k_3 = 0,08 * 1,03^{(T-20)} \quad \text{(Equação 2.23)}$$

2.17.4 Capacidade de desnitrificação

Na prática, o parâmetro mais importante em um sistema de lodo ativado com remoção de nitrogênio é a quantidade (concentração em mg/L) de nitrato que pode ser removida por litro de afluente, que corresponde à capacidade de desnitrificação (D_c) do lodo envolvido (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A importância de se determinar a capacidade de desnitrificação, dentre diversos fatores, pode ser atribuída à concentração de nitrogênio que deverá ser removida sob as condições operacionais do sistema de lodo ativado operado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Além disso, tendo o dado referente à capacidade de desnitrificação, basta calcular a capacidade de nitrificação como proposto por van Haandel e Marais, 1999, e se estima de forma confiável quanto de nitrogênio excedente se deve obter. É uma maneira de se programar o projeto e a operação de um sistema de lodo ativado que promove eficiente remoção de nitrogênio.

2.18 Respirometria

Testes respirométricos para determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO) são muito úteis para avaliar a biodegradabilidade e toxicidade de efluentes, descrever o metabolismo bacteriano, a influência de fatores ambientais sobre este metabolismo e a cinética dos processos biológicos entre outros parâmetros relacionados com a biomassa ativa presente na suspensão de lodo de sistemas de lodo ativado.

A TCO pode ser determinada usando-se aparelhos denominados respirômetros. Os respirômetros podem ser do tipo abertos (contínuos ou semi-contínuos) ou fechados subdivididos em manométricos, volumétricos e combinados.

Catunda *et al.* (1996), em parceria com a Universidade Federal de Campina Grande, desenvolveram um respirômetro do tipo aberto e semi-contínuo. Nesse respirômetro, denominado Beluga, a aeração é controlada pelo *software* S32c, que ativa o aerador quando a concentração de OD atinge um limite inferior previamente estabelecido, desativando-o quando esta atinge o limite superior também estabelecido, iniciando ciclos de períodos com e sem aeração. Durante os períodos sem aeração o Beluga calcula a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo. A **Figura 2.6** mostra a tela do monitor de operação do respirômetro (*software* S32c - respirômetro Beluga) durante um teste respirométrico realizado com uma batelada de licor misto.

No teste cujos resultados estão representados na **Figura 2.6**, foi utilizado inicialmente cloreto de amônio (utilizado por bactérias autotróficas) e em seguida, o monossustrato acetato de sódio, solúvel e de fácil assimilação pelas bactérias heterotróficas na presença de oxigênio.

A tela apresenta duas janelas. Na janela superior, vê-se o gráfico da concentração de OD cujos pontos correspondem aos valores de OD medidos durante os períodos com aeração que ia até atingir a concentração limite superior de 3 O₂mg/L. E os períodos sem aeração, que tinha como limite inferior a concentração de OD de 1 mg/L. Na janela inferior, vê-se o respirograma, ou a curva da TCO calculada pelo *software* S32c do respirômetro Beluga, durante os períodos sem aeração.

Ainda observando a **Figura 2.6** percebe-se que, no início do teste, a TCO permanece constante e em um valor muito baixo, correspondendo à respiração endógena e, por isso, denominada TCO endógena (TCO_{end}). Após a adição do substrato ela aumenta exponencialmente até atingir um valor constante e máximo para, em seguida, cair e praticamente retornar ao valor inicial, ou seja, a TCO endógena.

A TCO relativa à utilização de um substrato externo (no caso, o cloreto de amônio ou o acetato) é denominada de TCO exógena (TCO_{exo}). A curva da

TCO representa a soma da TCO endógena com a exógena, sendo chamada de TCO total (TCO_{total}).

Os dados pontuais da temperatura do licor misto, da concentração de OD e da TCO podem ser lidos diretamente na tela no lado esquerdo do gráfico. Os dados de concentração de OD e TCO em função do tempo e temperatura são armazenados em uma planilha Excel gerada pelo *software* S32C.

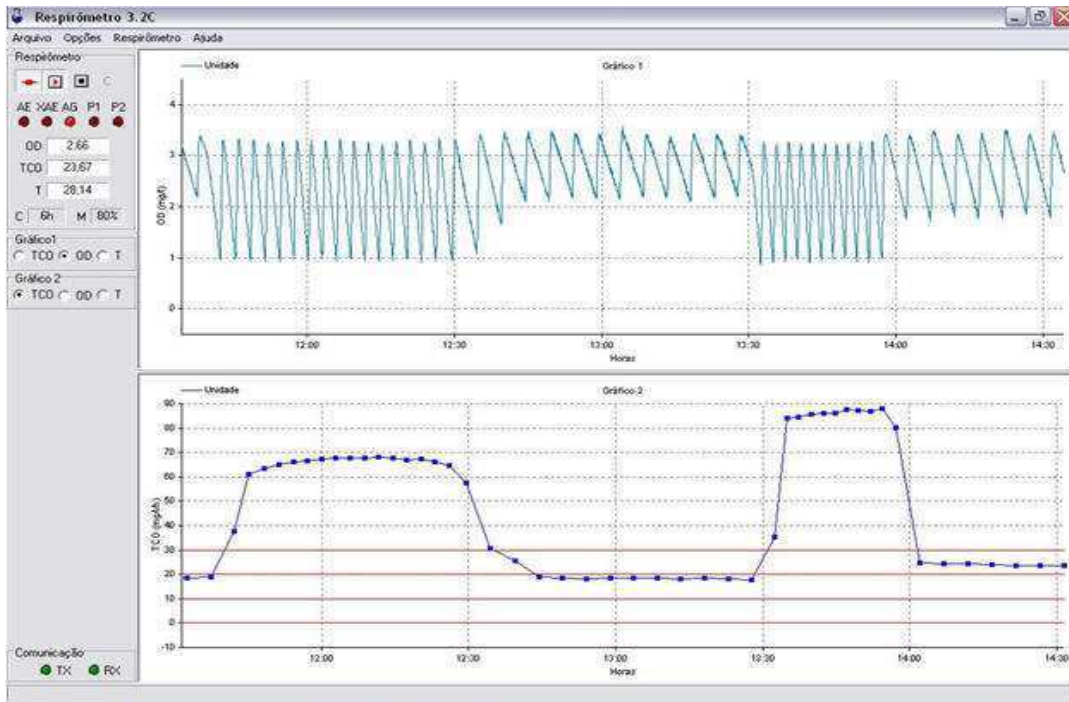


Figura 2.6: Teste respirométrico com adição de cloreto de amônio e de acetato de sódio (correspondendo cada adição a 60 mgDQO/L) em que foram construídas duas curvas da taxa de consumo de oxigênio (*software* S32c).

MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Introdução

Para avaliar a cinética e determinar as relações estequiométricas dos processos de utilização do material orgânico por bactérias heterotróficas foram operados dois sistemas de lodo ativado do tipo Bardenpho e UCT. Usando-se a respirometria, determinou-se a capacidade metabólica dos lodos gerados nos dois sistemas em termos da constante de utilização dos materiais rapidamente e lentamente biodegradáveis, buscando-se uma metodologia para comparação do metabolismo das bactérias heterotróficas facultativas quando expostas a ambiente aeróbio e anóxico. A descrição dos sistemas, os procedimentos operacionais e analíticos serão descritos neste capítulo.

Os experimentos que compõem esta dissertação foram desenvolvidos nas instalações do laboratório da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande (AES/UAEC/CCT/UFCG). Esse laboratório atende às pesquisas desenvolvidas pelo PROSAB (Programa de Saneamento Básico) e está localizado na antiga estação de tratamento de esgoto da cidade de Campina Grande, situada no bairro do Catolé.

A fase experimental foi iniciada em julho de 2007 e teve a duração de 11 meses. Durante a pesquisa, os reatores foram operados simultaneamente e sob condições ambientais idênticas.

A **Figura 3.1** representa um fluxograma dos principais testes realizados durante a fase experimental com intuito de atender aos objetivos propostos nesta dissertação.

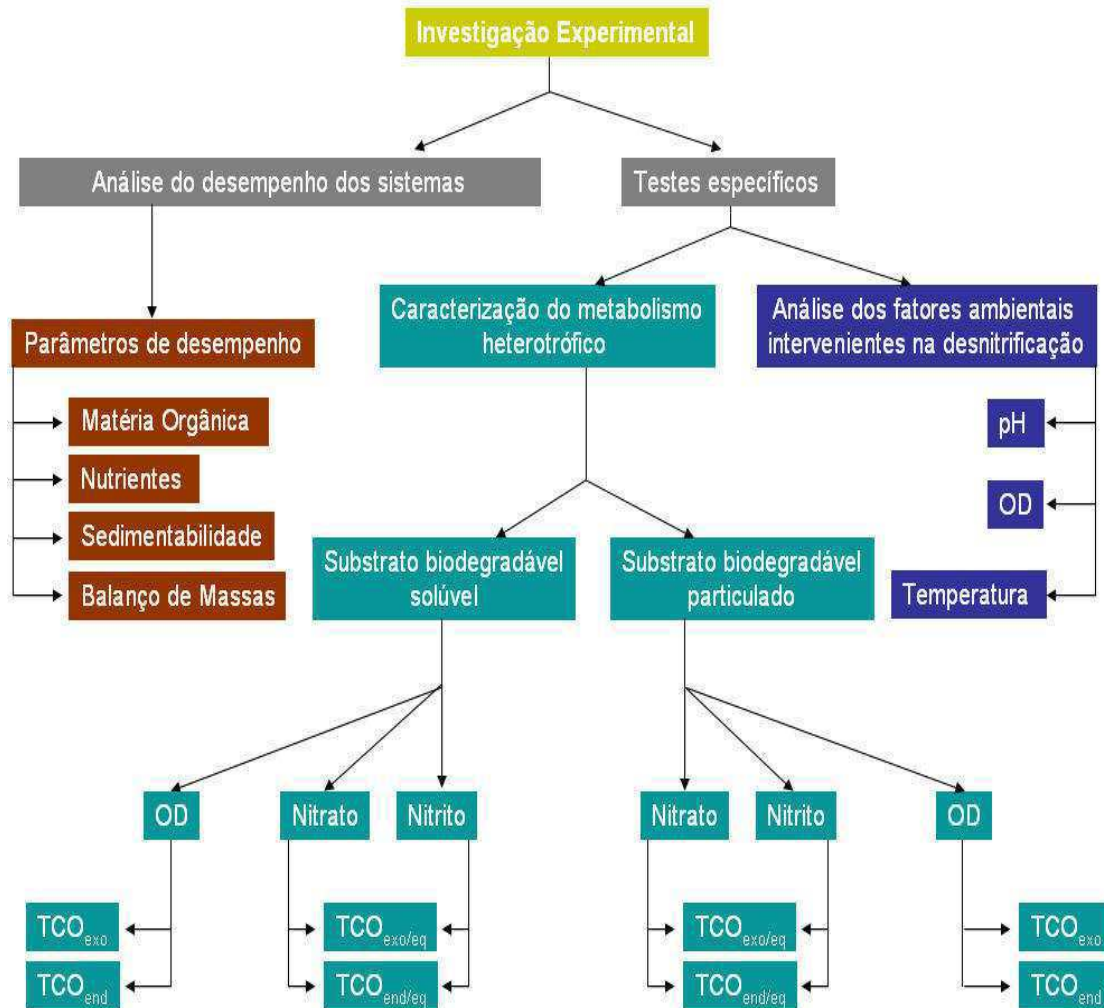


Figura 3.1: Fluxograma representativo das principais etapas da fase experimental.

3.2 Material

3.2.1 Descrição dos sistemas Bardenpho e UCT

3.2.1.1 Sistema Bardenpho

O sistema Bardenpho era composto de 4 reatores sequenciais: 2 anóxicos pré-desnitrificantes (R1_a, R2_a), 1 reator aeróbio (R3_a) e um terceiro anóxico pós-desnitrificante (R4_a). O descarte de lodo era feito do reator aerado.

Os reatores anóxicos R1_a, R2_a e R4_a tinham capacidade volumétrica de 27, 65 e 41 L, respectivamente, enquanto que o reator R3_a tinha volume útil de 102 L.

O decantador secundário tinha 70 L de volume útil. O licor misto do reator aerado (R3_a) era recirculado, a uma taxa mínima de 600 L/d e máxima de 900 L/d, para o primeiro reator anóxico. Do decantador também era recirculado licor misto para o primeiro reator, também com uma taxa mínima de 600 L/d e máxima de 900 L/d. Na **Figura 3.2** está apresentado um esquema do sistema Bardenpho. O sistema tratava 300 L/dia de esgoto coletado de um poço de visita do sistema de esgotamento da cidade de Campina Grande - PB.

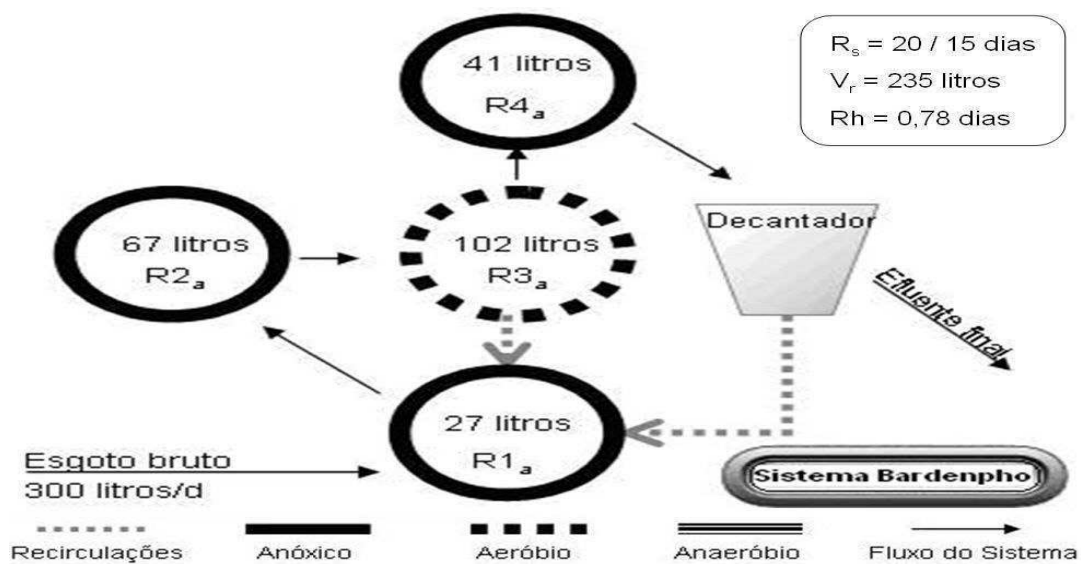


Figura 3.2: Esquema representativo da configuração e operação do sistema Bardenpho: reatores anóxicos (R1_a, R2_a e R3_a) e aerado (R4_a) e fluxos de esgoto bruto, efluente e lodo.

3.2.1.2 Sistema UCT

O sistema UCT possuía 4 reatores sequenciais: 1 reator anaeróbio (R1_b), alimentado com esgoto de Campina Grande, seguido por 1 reator anóxico pré-desnitrificante (R2_b), 1 reator aerado (R3_b) e outro anóxico pós-desnitrificante (R4_b). O descarte de lodo também era feito do reator aerado.

Nesse sistema ocorriam três recirculações de lodo: a primeira, a uma taxa mínima de 600 L/d e máxima de 900 L/d, do reator anóxico R2_b para o

reator anaeróbio $R1_b$, com o propósito de recircular o licor misto, presumivelmente sem nitrato, favorecendo, assim, o surgimento de um ambiente anaeróbio (sem oxidante) em $R1_b$.

A segunda recirculação, de 300L/d, ocorria do decantador para o reator anóxico $R2_b$. O objetivo dessa recirculação era favorecer a desnitrificação através da maior concentração de sólidos ativos em $R2_b$, além de algum residual de nitrato que por ventura ainda estivesse presente.

A terceira recirculação do reator $R3_b$ (aerado) para o reator $R2_b$ (anóxico), de no máximo 300L/d, objetivava inserir nitrato em $R2_b$ para favorecer o processo de desnitrificação. Esse sistema também apresentava os mesmos componentes periféricos (sistema de aeração, bombas, motores) do sistema Bardenpho. A **Figura 3.3** contém um esquema do sistema UCT.

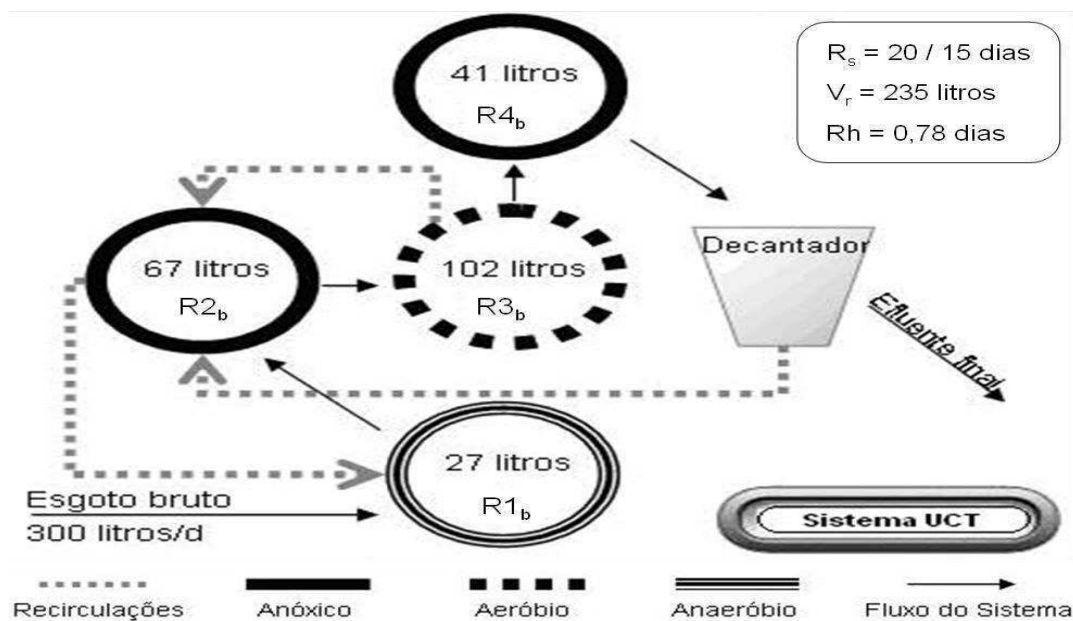


Figura 3.3: Esquema representativo da configuração e operação do sistema Bardenpho: reatores anaeróbio ($R1_b$), anóxicos ($R2_b$ e $R4_b$) e aerado ($R3_b$) e fluxos de esgoto bruto, efluente e lodo.

A configuração, o volume e as taxas de recirculação dos sistemas Bardenpho e UCT foram definidos segundo o modelo simplificado da teoria de lodo ativado, referenciado por van Haandel e Marais (1999). Na **Tabela 3.1**

estão apresentadas as dimensões das unidades componentes dos dois sistemas operados e na **Tabela 3.2** as taxas de recirculações do licor misto.

Tabela 3.1: Dimensões dos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT. As recirculações estão indicadas.

Reator	Diâmetro (m)	Altura (m)	Quantidade	V _T (L)	V _U (L)
Anaeróbio	0,20	0,95	1	29	27
Pré-D	0,20	0,95	1	29	27
Pré-D	0,30	0,95	1	67	65
Aeróbio	0,41	0,95	2	105	102
Pós-D	0,25	0,95	2	46	41
Decantador	0,35	0,80	2	76	70

Tabela 3.2: Recirculações de licor misto dos sistemas Bardenpho e UCT.

Bardenpho				UCT			
Recir.	Taxa	Vazão (L/d)	Direção	Recir.	Taxa	Vazão (L/d)	Direção
s	1	300	de dec para R _{1B}	s	1	300	de dec para R _{2C}
a	3	900	de R ₃ para R _{1B}	a	2	600	de R ₃ para R _{2C}
r	0	0	-	r	1	300	de R ₂ para R _{1C}

Os decantadores dos dois sistemas foram confeccionados em fibra de vidro e com forma cilíndrica, enquanto que os reatores foram confeccionados em tubos de PVC, tendo o fundo vedado por um cap. Cada sistema ficava encaixado em uma grade de cantoneiras.

Um motor de 1/3 HP, 45 rpm e um sistema de polias, todos montados acima dos sistemas, promoviam a agitação do conteúdo dos reatores e dos decantadores, através de eixos centrais providos com palhetas. Assim, um único motor agitava todos os reatores e o decantador de cada sistema. O bombeamento do afluente e as recirculações do lodo para os reatores era feito através de bombas peristálticas com mangueiras de silicone com diâmetro de 1 cm. A bomba era acoplada a um motor de 1/3 HP, ligado a um redutor de frequência, que tinha como finalidade regular a rotação da bomba, ajustando assim as vazões de acordo com o desejado.

Para a aeração dos sistemas, utilizaram-se basicamente dois compressores de ar modelo JET MASTER, da SCHULZ, com capacidade para 65 L/min, com motor de 1/3 HP (250W) e pressão máxima de 2,8 bar. Temporizadores alternavam o tempo de funcionamento dos aeradores, gerando ciclos com períodos de 15 minutos com aeração seguidos de períodos de 15

minutos sem aeração. Os períodos dos ciclos eram alternados para garantir o suprimento constante de oxigênio, além de otimizar o uso dos aeradores. No sistema distribuidor de oxigênio existia uma válvula destinada à liberação do ar insuflado para a atmosfera, visando regular e manter a concentração de OD desejada no sistema. Tal procedimento foi adotado para garantir uma maior vida útil ao equipamento de aeração e possibilitar a manutenção da concentração de oxigênio dissolvido em torno de 2 mg/L.

Na **Figura 3.4** mostra-se uma foto contendo os principais componentes dos sistemas, distinguindo-se:

- agitadores mecânicos de eixo vertical com palhetas acionados por um motor trifásico, 1/3 HP, de baixa rotação (45 rpm). Essa agitação assegurava a suspensão do lodo e o contato deste com toda a massa líquida;
- aeradores/compressores (tipo nebulizador e JET MASTER - SCHULZ) que insuflavam bolhas de ar através de pedras porosas presas no fundo do reator, garantindo o suprimento de oxigênio dissolvido (OD) aos microrganismos;
- bomba peristáltica, que alimentava os sistemas com esgoto;
- bombas dosadoras de recirculação, Prominent, com capacidade de vazão de 19,9L/h.



Figura 3.4: Principais componentes dos sistemas Bardenpho e UCT.

3.3 Métodos

3.3.1 Critérios de Dimensionamento

Os critérios de dimensionamento e operação de cada sistema (volume do reator, tempo de detenção hidráulica, taxa de aeração, taxas de recirculações, idade do lodo, vazão afluyente) foram elaborados segundo o modelo simplificado para sistemas de lodo ativado apresentados por van Haandel e Marais (1999).

Os principais critérios utilizados encontram-se na **Tabela 3.3**.

Tabela 3.3: Critérios de dimensionamento segundo o modelo simplificado de lodo ativado e seus valores numéricos (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Fator	Símbolo	Valor
Fração não biodegradável dissolvida da DQO afluyente	f_{us}	variável
Fração não biodegradável e particulada da DQO afluyente	f_{up}	variável
Coefficiente de rendimento	Y	0,45gSVS/gDQO
Fração de lodo ativo decaído que se torna resíduo endógeno	f	0,2
Razão DQO/SSV em lodo orgânico	f_{cv}	1,50gDQO/gSSV
Constante de decaimento de lodo ativo	b_h	$0,24 * 1,04^{(t-20)}$
Temperatura	T	variável
Idade de lodo	R_s	variável

Dentre os critérios de dimensionamento expostos na **Tabela 3.3**, o parâmetro operacional denominado idade de lodo (R_s) pode ser considerado como mais importante para um bom desempenho de sistemas de lodo ativado. Esse parâmetro pode ser definido no início do projeto, podendo ser modificado com base no desempenho metabólico do lodo produzido nos sistemas.

As frações de DQO afluyente (f_{us} , f_{up}) dependem do esgoto afluyente. Essas frações foram determinadas conforme características físico-químicas do esgoto da cidade de Campina Grande. A temperatura e a constante de decaimento de lodo ativo foram determinadas de acordo com a temperatura ambiente. E para os parâmetros Y , f , f_{cv} foram adotados valores referenciados em van Haandel e Marais (1999).

3.3.1.2 Idade de lodo

A idade de lodo foi estabelecida visando a uma eficiente remoção de nitrogênio, em especial a viabilidade de boa nitrificação. Para isso, a idade de lodo deveria ser longa. Devido à remoção de fósforo através do mecanismo

conhecido como biodesfosfatação, ser esperada apenas na operação do sistema UCT, já que o sistema Bardenpho deveria promover remoção de fósforo somente através de simples descarte de lodo, a remoção de nitrogênio foi mais relevante para a definição da idade de lodo, pois deveria ocorrer nos dois sistemas operados.

Como os dois sistemas foram projetados para promover os processos de nitrificação e desnitrificação, embora o sistema UCT, por apresentar uma zona anaeróbia, favorecesse também à remoção de fósforo, optou-se por uma idade de lodo longa. Assim, de início foi definida a mesma idade de lodo (20 dias) para os dois sistemas.

Após seis meses de operação, mediante os resultados satisfatórios de nitrificação e desnitrificação, procurou-se otimizar essa idade de lodo, diminuindo para 15 dias, os quais, segundo a teoria de lodo ativado, ainda é possível se obter nitrificação completa (**Equações 2.14 e 2.15**, presentes no **Capítulo 2; Seção 2.16**).

3.3.2 Caracterização do Esgoto

Foram feitas duas caracterizações do esgoto afluyente nos primeiros meses de pesquisa. Foram coletadas 26 amostras de esgoto de meia em meia hora nas duas caracterizações. Das amostras coletadas foram tiradas alíquotas para formar uma amostra composta. As duas coletas tiveram início às 06:00 horas da manhã sendo concluídas às 20:00. O objetivo principal dessa caracterização foi o de definir o melhor horário para alimentação dos tanques de armazenamento do esgoto afluyente aos sistemas.

Para uma alimentação equalizada, cada sistema continha um tanque de armazenamento do afluyente que era alimentado de uma caixa de areia uma vez por dia. Os parâmetros analisados para a caracterização do esgoto afluyente como também para acompanhamento da operação e do desempenho dos sistemas estão apresentados na **Tabela 3.6 da Seção 3.3.2.1, deste Capítulo**.

3.3.3 Operação dos sistemas

Os sistemas foram alimentados com esgoto da cidade de Campina Grande. O esgoto bruto era coletado de um poço de visita e antes de entrar nos sistemas passava por uma caixa de areia vertical (**Figura 3.5**). Da caixa de areia o esgoto enchia tanques de 300 L de onde era bombeado para os sistemas a uma taxa de 300L/dia. Foi necessário um período médio de 1 mês até que se formasse um lodo concentrado e de boa sedimentabilidade em cada um dos sistemas. Os sistemas foram operados com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 0,78 dias. A concentração de OD nos reatores aeróbios foi mantida em torno de 2 mg/L.



Figura 3.5: Foto da caixa de areia vertical e do poço de visita de onde o esgoto bruto era bombeado.

Para manter a idade de lodo de 20 dias, inicialmente definida para ambos os sistemas, diariamente eram descartados aproximadamente 12 L dos reatores aerados. Para a idade de lodo de 15 dias eram descartados aproximadamente 16 L de licor misto. As **Tabelas 3.4a** e **3.4b** resumem as condições operacionais dos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT.

Tabela 3.4a: Condições operacionais dos reatores, anaeróbio, aerados e anóxicos dos sistemas Bardenpho e UCT.

Parâmetro	Sistema Bardenpho e UCT
TDH total	0,78 dias

Vazão do afluente	300 L/dia
Idade de lodo	20 e 15 dias
Temperatura média	25 ± 1°C

Tabela 3.4b: Distribuição das zonas de tratamento em cada sistema de lodo ativado operado.

Bardenpho			UCT		
f anóxica	f aeróbia	f anaeróbia	f anóxica	f aeróbia	f anaeróbia
56,6%	43,4%	0%	45,1%	43,4%	11,5%

f: fração em relação ao volume total de reatores (235 L)

Eram feitas manutenções diárias e semanais dos sistemas como: escovar as paredes dos reatores para remover o lodo que ficava aderido; aferir a concentração de OD nos reatores aeróbios; controlar as vazões de alimentação e de recirculação.

Durante o primeiro mês de operação, não foram feitas análises, dando tempo para o lodo se adaptar ao regime operacional imposto. Normalmente aguarda-se um período de, no mínimo, o dobro da idade de lodo pretendida. A partir daí, foram coletadas amostras, semanalmente, até junho de 2008 para caracterizar o desempenho dos sistemas.

3.3.4 Parâmetros de desempenho analisados

As amostras para análises laboratoriais dos sistemas Bardenpho e UCT eram coletadas através de torneiras dispostas nos reatores na mesma altura com a intenção de se estabelecer alturas de coleta iguais.

O horário das coletas variava entre 08:00 e 09:00 horas da manhã, sendo as amostras imediatamente analisadas. As principais coletas eram realizadas com uma frequência de uma vez por semana.

No total, 40 determinações de cada sistema compuseram a fase de monitoramento. Dessas, os 10 primeiros dados correspondem à aclimação dos sistemas, os 15 posteriores correspondem à idade de lodo de 20 dias e os outros 15 dados são referentes à idade de lodo de 15 dias.

Os parâmetros analisados, a frequência e os métodos analíticos estão apresentados na **Tabela 3.5**. Os pontos de coleta específicos para cada sistema estão apresentados na **Tabela 3.6**.

Tabela 3.5: Principais parâmetros analisados, frequência e métodos.

Variáveis	Frequência Semanal	Métodos Analíticos	Referência
DQO mg/L	1 vez	Titulométrico Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (1998)
NTK mgN/L	1 vez	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
Amônia N-NH ₄ ⁺	1 vez	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
Nitrato N-NO ₃ ⁻	1 vez	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito N-NO ₂ ⁻	1 vez	Colorimétrico Diazotização	APHA <i>et al.</i> (1998)
Alcalinidade Total	1 vez	Kapp	BUCHAUER (1998)
Fósforo Total e Ortofosfato	1 vez	Ácido Ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1998)
pH	1 vez	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
Sólidos Suspensos Totais, Voláteis e Fixos	5 vezes	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (1998)
TCO	2 vezes	Semicontínuo	VAN HAANDEL E CATUNDA (1982)
OD	5 vezes	Eletrométrico	YSI MODEL 58
Sedimentabilidade	1 vez	Dinâmico	LEITÃO (2004)

Tabela 3.6: Variáveis analisadas e pontos de coleta de amostras nos sistemas Bardenpho e UCT.

Variáveis	Sistema Bardenpho						Sistema UCT					
	Afl	R1 _a	R2 _a	R3 _a	R4 _a	Efl	Afl	R1 _b	R2 _b	R3 _b	R4 _b	Efl
DQO	x	x				x	x	x	x	x		x
NTK	x	x				x	x	x				x
NTK (Lodo)				x						x		
Amônia	x	x		x		x	x	x		x		x
Nitrato		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Nitrito		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Alcalinidade Total	x					x	x					x
Fósforo Total e Ortofosfato	x	x				x	x	x	x	x	x	x
pH	x					x	x					x
Sólidos Suspensos Totais, Voláteis e Fixos				x						x		
TCO				x						x		
OD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sedimentabilidade				x						x		

3.3.4.1 Teste de Sedimentabilidade

Para a determinação das constantes de sedimentabilidade da equação de Vesilind, o procedimento era feito segundo descrito por Leitão (2004). Foram utilizados cilindros transparentes e graduados, dotados de sistema de agitação acoplado a um motor de baixa rotação e uma bomba dosadora (ver no **Capítulo 2; Seção 2.5; Figura 2.3**, teste dinâmico). A velocidade de sedimentação em zona (VSZ) era determinada quando a velocidade de sedimentação (V) do lodo no cilindro era igual à velocidade ascendente do líquido (Leitão 2004). A massa de lodo e o volume por ela ocupado nesse equilíbrio davam a concentração do lodo (X_t). A partir dos pares de valores (VSZ versus X_t) e da **Equação 2.3 (Capítulo 2; Seção 2.5)** foram determinadas as constantes de Vesilind v_0 e k , para os lodos dos dois sistemas operados.

3.3.4.2 Medição da TCO total “in locu”

A medição da TCO no reator aeróbio era feita, de forma simples, com auxílio de um cronômetro e um oxímetro. Duas vezes por semana a TCO era medida nos reatores aeróbios dos sistemas Bardenpho e UCT para monitorar a atividade metabólica do lodo e para calcular o balanço de massa.

Inicialmente deixava-se o eletrodo de oxigênio em contato com o licor misto do reator aeróbio por um período médio de 20 minutos, tempo necessário para que o medidor marcasse uma concentração de OD estável. O OD inicial era anotado e, em seguida, a aeração era interrompida e o cronômetro era acionado imediatamente. Os valores de OD eram marcados em função do tempo até que o valor de OD chegasse a uma concentração muito baixa (aproximadamente 0,12 mg/L) para, então, finalizar o teste e religar a aeração.

3.3.5 Balanços de Massa dos Materiais Nitrogenado e Orgânico

Para os cálculos do balanço de massa do material nitrogenado dos sistemas Bardenpho e UCT, foram utilizadas as **Equações 3.1 a 3.15** e de acordo com a descrição abordada no **Capítulo 2, Seção 2.2**. As equações referentes ao sistema Bardenpho encontram-se na **Tabela 3.7** e as referentes

ao sistema UCT encontram-se na **Tabela 3.8**. O detalhamento de cada termo contido nessas equações está descrito na Lista de Símbolos.

O cálculo do balanço de massa do material orgânico dos sistemas Bardenpho e UCT foi igual para os dois sistemas e conforme descrito no **Capítulo 2; Seção 2.3**. Isso foi possível porque os dados de entrada para as equações que compõem o balanço de massa de matéria orgânica não dependem da configuração do sistema e das taxas de recirculação.

3.3.5.1 Balanço de Massa de Material Nitrogenado do Sistema Bardenpho

A **Equação 3.1** expressa o fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente (MN_{ta}) ao sistema Bardenpho que deve ser determinado inicialmente, pois será utilizado em cálculos adiante. As **Equações 3.2 e 3.3** dão os fluxos de material nitrogenado no lodo de excesso (MN_l) e os fluxos referentes às recirculações de licor misto (N_o). A **Equação 3.4** dá o fluxo de nitrogênio total Kjeldahl (MN_{te}) que não foi oxidado e nem foi removido no lodo, ou seja, é o nitrogênio que sai no efluente.

Para o cálculo dos fluxos de desnitrificação foi necessário determinar ΔN_{n1} , ΔN_{n2} , ΔN_{n4} que correspondem às concentrações de nitrato nos reatores anóxicos do sistema Bardenpho, sendo eles $R1_a$, $R2_a$ e $R4_a$. A determinação desses fluxos foi realizada através das **Equações 3.5, 3.6, 3.7, 3.8, 3.9 e 3.10**, considerando as taxas de recirculação de licor misto. A **Equação 3.11** apresenta o fluxo geral de desnitrificação (MN_d) do sistema Bardenpho. A **Equação 3.12** apresenta o balanço de massa de material nitrogenado para o sistema Bardenpho. A recirculação do licor misto foi monitorada e determinada para cada conjunto de análises realizadas nesta pesquisa. Para o balanço de massa, esse fator é extremamente importante.

Tabela 3.7: Equações utilizadas para determinação do balanço de massa de material nitrogenado referente ao sistema Bardenpho.

Equações para Balanço de Massa de Material Nitrogenado referentes ao sistema Bardenpho	Equação
$MN_{ta} \text{ (mgN/d)} = Q_a * (N_{oa} + N_{aa} + N_{na})$	3.1

$$MN_I \text{ (mgN/d)} = f_n * V_r * X_v/R_s \quad 3.2$$

$$N_o \text{ (mg/L)} = (Q_a * N_{na} + Q_{rs} * N_{ne} + Q_{ra} * N_{n3}) / (Q_a + Q_{ra} + Q_{rs}) \quad 3.3$$

$$MN_{te} \text{ (mgN/d)} = Q_a * (N_{oe} + N_{ae} + N_{ne}) \quad 3.4$$

$$\Delta N_{n1} = N_{no} - N_{n1} \quad 3.5$$

$$MN_{d1} = (Q_a + Q_{rs} + Q_{ra}) * \Delta N_{n1} \quad 3.6$$

$$\Delta N_{n2} = N_{n1} - N_{n2} \quad 3.7$$

$$MN_{d2} = (Q_a + Q_{rs} + Q_{ra}) * \Delta N_{n2} \quad 3.8$$

$$\Delta N_{n4} = N_{n3} - N_{n4} \quad 3.9$$

$$MN_{d4} = (Q_a + Q_{rs}) * \Delta N_{n4} \quad 3.10$$

$$MN_d = MN_{d1} + MN_{d2} + MN_{d4} \quad 3.11$$

$$\underline{B_n = (MN_I + MN_{te} + MN_d) / MN_{ta}} \quad 3.12$$

3.3.5.2 Balanço de Massa de Material Nitrogenado do Sistema UCT

O balanço de massa para o sistema UCT seguiu a mesma sequência de cálculos do sistema Bardenpho, todavia devido às diferentes taxas de recirculações e localizações dos reatores anóxicos, as equações foram adequadas como se vêem a seguir. E, MN_{ta} , MN_I e MN_{te} foram calculados de acordo com as **Equações 3.1**, **3.2** e **3.4**. O fator N_o não foi necessário nos cálculos do balanço de massa para o sistema UCT. A **Equação 3.13** expressa a variação de nitrato no reator 2, que era o primeiro reator anóxico do sistema UCT, isto é, o primeiro local do sistema onde ocorria desnitrificação. Nesse cálculo é importante destacar que o nitrato que entrava em $R2_b$ vinha da recirculação do decantador (como nitrato descartado no efluente. A **Equação 3.14** equivale ao fluxo de nitrogênio desnitrificado (MN_{d2}) em $R2_b$. Nesta equação as vazões totais de recirculação s , a e r também utilizadas. Para calcular a variação de nitrato no reator $R4_b$, utilizou-se a **Equação 3.13** e para o fluxo de nitrogênio desnitrificado nesse reator utilizou-se a **Equação 3.14**. Com

a **Equação 3.15**, o fluxo MN_d pode ser calculado para o sistema UCT, considerando apenas o fluxo de nitrato desnitrificado em $R2_b$ e em $R4_b$. O cálculo final, que determina B_n para o sistema UCT foi o mesmo utilizado para o sistema Bardenpho (**Equação 3.12**).

Tabela 3.8: Equações utilizadas para determinação do balanço de massa de material nitrogenado referente ao sistema UCT.

Equações para Balanço de Massa de Material Nitrogenado referentes ao sistema UCT	Equação
$\Delta N_{n2} = N_{n13e} - N_{n2}$	3.13
$MN_{d2} = (Q_{rs} + Q_{ra} + Q_{rr}) * \Delta N_{n2}$	3.14
$MN_d = MN_{d2} + MN_{d4}$	3.15
$B_n = (MN_l + MN_{te} + MN_d)/MN_{ta}$	3.12

3.3.5.3 Balanço de Massa do Material Orgânico

As equações utilizadas para a determinação dos balanços de massa referentes aos sistemas Bardenpho e UCT estão descritas na **Tabela 3.9**.

A **Equação 3.16**, possibilita a determinação de mS_{te} que é a massa de DQO detectada no efluente dos sistemas. Consideraram-se os sistemas estudados em estado estacionário e, assim o valor de DQO determinado no efluente de cada sistema era equivalente ao material não biodegradável solúvel, já que somente esta fração da DQO poderia ter sido expulsa como efluente líquido. Os fluxos MS_{ta} , MN_{na} , MN_{oe} correspondem à relação da vazão afluente com a DQO afluente, com o nitrato afluente e com o nitrogênio orgânico efluente, respectivamente. A **Equação 3.17** permite determinar o consumo total de oxigênio (M_{ot}), através da TCO medida no reator aeróbio de cada sistema (**Seção 3.3.2.3; Capítulo 3**). A **Equação 3.18** possibilita a determinação do consumo de oxigênio para nitrificação (M_{on}). Com a **Equação 3.19** calcula-se o consumo de oxigênio para oxidação de material orgânico (M_{oc}). Para sua determinação faz-se obrigatório o cálculo do material oxidado para nitrificação e

o teste da TCO realizado como descrito na **seção 3.3.2.3**. A **Equação 3.20** permitiu determinar o oxigênio equivalente recuperado através da desnitrificação (M_{oeq}). A **Equação 3.21** apresenta a fração de DQO afluente que é descarregada com o lodo de excesso (mS_{Xv}). A **Equação 3.22** expressa a fração de DQO afluente que é oxidada no sistema (mS_o). Por fim, o balanço de massa do material orgânico para os sistemas Bardenpho e UCT, (B_o), pode ser determinado através do uso da **Equação 3.23**.

Tabela 3.9: Equações utilizadas para determinação do balanço de massa de material orgânico referente aos sistemas Bardenpho e UCT.

Equações para Balanço de Massa de Material Orgânico referentes aos sistemas Bardenpho e UCT	Equação
$mS_{te} = S_{te}/S_{ta}$	3.16
$M_{ot} = V_{r3} * TCO_{r3} * 24$	3.17
$M_{on} = 4,57 * (MN_{ta} - MN_{na} - MN_l - MN_{oe} - MN_{ae})$	3.18
$M_{oc} = M_{ot} - M_{on}$	3.19
$M_{oeq} = 2,86 * MN_d$	3.20
$mS_{Xv} = f_{cv} * X_v * R_h / (R_s * S_{ta})$	3.21
$mS_o = (M_{oc} + M_{oeq})/MS_{ta}$	3.22
$B_o = mS_{te} + mS_{Xv} + mS_o$	3.23

3.3.6 Testes Respirométricos

Para os testes de respirometria utilizou-se o respirômetro Beluga S32c, do tipo aberto e aeração de forma semicontínua, conforme descrito no **Capítulo 2, Seção 2.18**. As concentrações de OD de referências mínima e máxima usadas foram de 1,0 mg/L e 3,0 mg/L. Os valores de referência foram escolhidos de acordo com a resposta metabólica do lodo, para que não houvesse erro na

leitura da TCO. Para os testes respirométricos, foi montado um sistema contendo alguns materiais específicos (**Figura 3.6**):

- CPU (*Central Processing Unit*) com o *software S32c* instalado e seus periféricos (monitor, mouse, teclado);
- respirômetro Beluga com saída para a CPU, aerador e entrada para o eletrodo de OD;
- aerador de aquário com pedra porosa;
- eletrodo de oxigênio;
- béquer com 2 litros de capacidade;
- agitador magnético com bastão, para manter o lodo em suspensão.

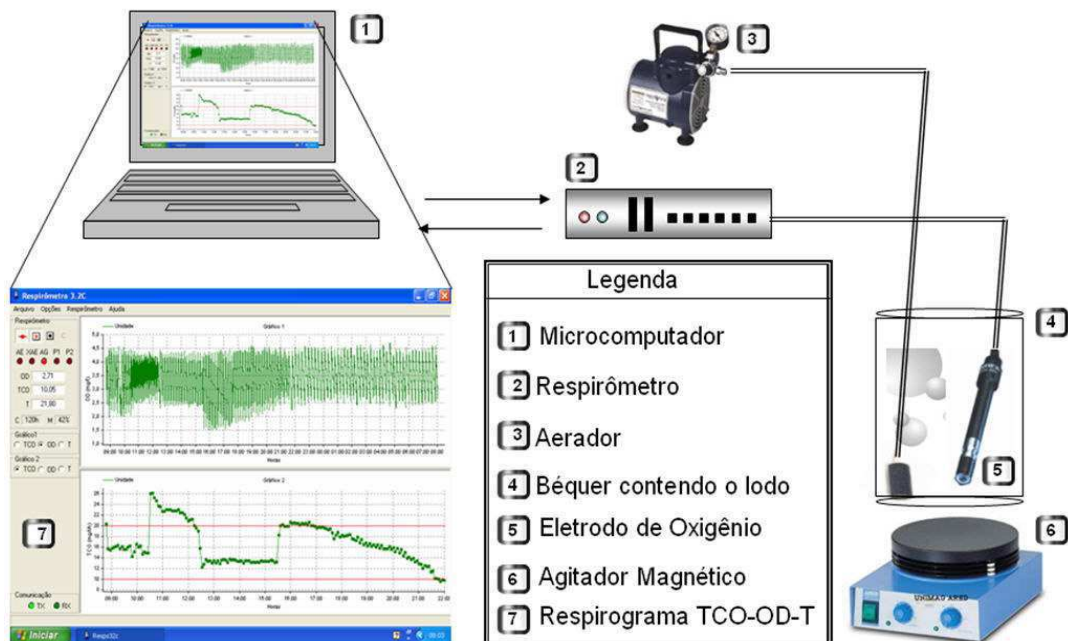


Figura 3.6: Esquema do sistema utilizado para a realização dos testes respirométricos

O procedimento básico utilizado nos testes respirométricos consistia em:

- ligar o respirômetro e esperar aproximadamente 10 minutos e calibrar o eletrodo de oxigênio de acordo com a temperatura ambiente;
- coletar um litro de licor misto dos reatores aeróbios e armazenar em béquer de 2 litros;

- deixar o licor misto sob agitação e emergir o eletrodo de OD, ligado ao respirômetro, dando início aos ciclos com e sem aeração, tendo como referências a concentração máxima de OD de 3 mg/L e mínima de 1 mg/L). O software do respirômetro calculava a TCO, por regressão linear, através dos dados de depleção de OD. No início do teste não se adicionava substrato, com a finalidade de se determinar a TCO endógena (TCO_{end}).
- deixar os lodos sob aeração por um período de tempo suficiente para todo material extracelular ser utilizado (verificar esta utilização quando o valor da TCO ficar constante), e assim, determinar a TCO_{end} .
- adicionar o substrato após estabelecer a TCO_{end} . Aguardar o respirômetro começar a registrar valores da TCO relativos à utilização do substrato adicionado.
- restabelecer a TCO_{end} quando todo o substrato for utilizado. Expressar a DQO do substrato oxidado pelo lodo a partir da integração da área da curva formada que dava o oxigênio consumido por litro de licor misto. Ao se comparar a concentração de substrato adicionado e a concentração de DQO oxidada, verificar experimentalmente a fração de material oxidado.

3.3.6.1 Frações biodegradáveis do esgoto

Para a determinação das frações biodegradáveis de DQO do esgoto afluyente aos sistemas foram realizados testes respirométricos, conforme já descrito na **Seção 3.3.5, deste Capítulo, com os passos adicionais seguintes:**

- esperou-se a sedimentação do lodo e sifonou-se o sobrenadante. O volume sifonado foi 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 foi realizado, sendo controlado pelo respirômetro que mantinha a concentração de OD no intervalo adotado;

A **Figura 3.7** contém o respirograma de um teste onde se vê na janela inferior o gráfico da TCO, expressa em $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Identificam-se nesse gráfico, logo no começo do teste, a utilização do material biodegradável e solúvel e, portanto, rapidamente biodegradável e a do biodegradável e particulado (que apresenta valor em declínio) e a TCO endógena que era o valor medido mais baixo e constante do gráfico. As áreas definidas entre a respiração exógena e endógena dão o valor da DQO utilizada e, assim, determinam-se as frações biodegradáveis do esgoto.

Também foi determinada, analiticamente, a DQO após a adição do esgoto e depois de sua utilização (quando estabelecida a TCO endógena).

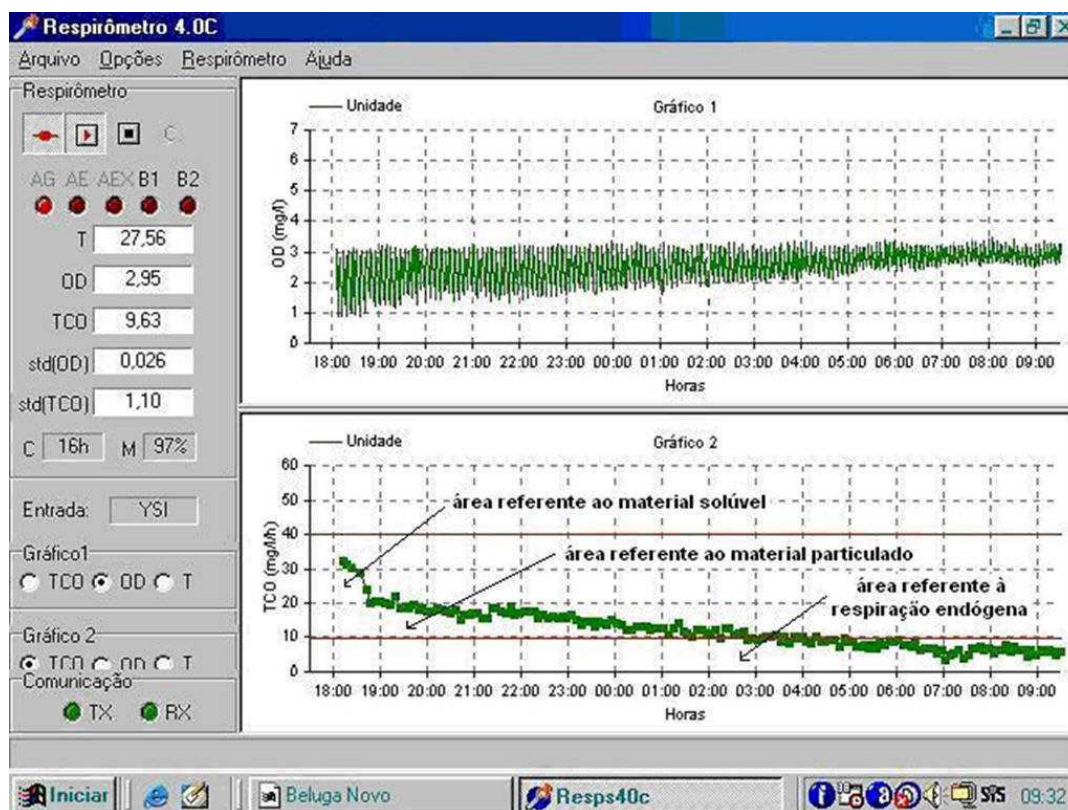


Figura 3.7: Respirograma de um teste para a determinação das diferentes frações biodegradáveis do esgoto de Campina Grande.

3.3.6.2 Metabolismo heterotrófico em ambiente aeróbio

Para avaliar a capacidade metabólica das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio, utilizou-se o monossustrato solúvel, acetato de sódio

($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), por ser facilmente utilizado pelo lodo gerado em esgotos domésticos. Também foi utilizado amido comercial como substrato particulado de difícil degradação, cuja fração solúvel corresponde a 2% da DQO total (SILVA FILHO, 2003).

O teste respirométrico foi realizado segundo o que está descrito na **Seção 3.3.5** deste **Capítulo** com o licor misto dos sistemas Bardenpho e UCT, utilizando-se os dois substratos: acetato de sódio e amido comercial.

3.3.6.3 Fatores de influência sobre o metabolismo heterotrófico aeróbio

Influência da temperatura

Sabendo-se que o metabolismo das bactérias heterotróficas pode ser afetado pelas condições ambientais de temperatura, foram realizados testes respirométricos para verificar a TCO dessas bactérias, submetidas a temperaturas crescentes, que variaram de grau em grau, partindo de 10°C até atingir 50°C. O tempo de exposição do licor misto a cada temperatura foi de aproximadamente 15 minutos.

A temperatura era regulada utilizando um termo-controlador de limite mínimo de ajuste de 0°C e limite máximo de 60°C acoplado a uma geladeira. O aumento da temperatura pelo termo-controlador era favorecido com a ajuda de uma lâmpada incandescente dentro da geladeira.

Em cada temperatura, foram determinados, através da respirometria, os valores da $\text{TCO}_{\text{total}}$, sendo possível assim a determinação de μ_m .

O lodo utilizado foi retirado do sistema UCT, pois no período de realização desse teste as características biológicas e mecânicas desse lodo estavam melhores que a do sistema Bardenpho. Os testes respirométricos foram realizados com a amostra de lodo dentro da geladeira e o procedimento utilizado durante os testes respirométricos baseou-se no procedimento descrito na **Seção 3.3.5** deste **Capítulo** e mais algumas etapas:

- uma amostra de 1 L do licor misto do sistema UCT foi tomada num béquer e transferida para a geladeira, sendo antes verificado o valor do pH da amostra para avaliar se estava adequado para o desenvolvimento da atividade das bactérias;

- dentro da geladeira o licor misto era agitado e aerado. Quando se estabeleceu a respiração endógena, a temperatura foi ajustada para 10°C. Após 15 minutos, estabelecida a temperatura desejada no licor misto, foi adicionado substrato (acetato de sódio) numa dosagem equivalente a 500 mg de DQO, suficiente para garantir a atividade exógena por até 15 horas de teste;
- a TCO foi medida semi-continuamente sendo registrados no mínimo três valores no intervalo mantido de 15 minutos;

Influência do pH

O licor misto do sistema UCT foi também utilizado para esses testes pelas mesmas razões anteriormente descritas. Os valores de pH testados nos testes foram: 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, e 11.

Para determinação da atividade metabólica das bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio submetidas a diferentes valores de pH do licor misto, foi realizado um teste conforme descrito **neste Capítulo, Seção 3.3.5** e as seguintes etapas de procedimento:

- 1 L da amostra era transferida ao béquer de 2 L e o pH ajustado ao valor desejado (3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 e 11). Para cada pH era usada uma nova amostra.
- quando estabelecida a respiração endógena, adicionava-se acetato de sódio em uma concentração correspondente de DQO de 120 mg/L, concentração esta, suficiente para o tempo do teste;
- o respirômetro marcava os valores de TCO exógena até um período de 1 hora de exposição do lodo às condições de pH impostas.

Influência da concentração de OD

Para verificar a influência que a concentração de OD exerce sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas geradas em sistemas de lodo ativado, foram realizados testes respirométricos específicos para esse fim. O lodo utilizado para esses testes foi coletado do reator aeróbio do sistema UCT.

Um litro de licor misto do sistema UCT era posto sob agitação, controlada pelo respirômetro sendo estabelecidas as concentrações máximas e mínimas. Para esse teste, variou-se as faixas de OD, através de um ajuste no próprio respirômetro, de 0,5 mg/L a 1 mg/L; 1 mg/L a 2 mg/L; 2 mg/L a 3 mg/L; 3 mg/L a 4 mg/L; 4 mg/L a 5 mg/L; e 5 mg/L a 6 mg/L.

Para cada faixa de OD estudada adicionava-se acetato de sódio (120 mg/L de DQO) e se verificava os pontos de TCO marcados pelo respirômetro, permanecendo em média 15 minutos sob cada faixa de OD. Nesse intervalo de tempo, no mínimo 3 pontos de TCO podiam ser observados.

3.3.7 Testes de Desnitrificação

Para os testes de desnitrificação foi utilizado o método espectrofotométrico de absorção molecular pela técnica do salicilato de sódio, proposta por Rodier (1975) para determinação de nitrato, e o método colorimétrico de diazotização para determinação de nitrito. Essas análises laboratoriais aliadas aos procedimentos que se seguem, compuseram a etapa mais específica da pesquisa.

Os testes visaram à determinação da taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrato e nitrito para o material rapidamente biodegradável, lentamente biodegradável e taxa correspondente à respiração endógena para os sistemas Bardenpho e UCT. Também foi realizada uma análise da influência que fatores ambientais exercem sobre o processo de desnitrificação.

3.3.7.1 Desnitrificação via nitrato

Para a execução dos testes de desnitrificação via nitrato, após o estabelecimento da TCO_{end} do lodo de cada sistema operado (conforme descrito na **Seção 3.3.5** deste **Capítulo**), desenvolveu-se a metodologia descrita a seguir:

- a aeração era interrompida e deixava-se que o OD se tornasse nulo.
- era adicionada uma concentração de 50 mg/L de solução de nitrato de sódio e nenhum material orgânico;

Já que o lodo encontrava-se previamente em condição endógena, em um primeiro momento, verificou-se a TCO equivalente referente ao consumo endógeno.

Para isso coletou-se um volume de 50 mL da amostra de licor misto (imediatamente centrifugado e o sobrenadante separado do lodo) tendo sido considerado como ponto inicial, os primeiros 50 mL coletados. A concentração de nitrato foi medida em diversos momentos, para que se observasse a depleção de nitrato em função do tempo transcorrido.

Em média, o teste transcorria durante 4 horas, com coletas de 15 em 15 minutos, tendo sido coletadas 16 amostras nas primeiras execuções, e tendo em vista a taxa constante, aumentou-se o intervalo de coleta dessas amostras, sendo então coletados de meia em meia hora e de hora em hora. Foram realizadas análises de DQO e nitrato. O pH era próximo da neutralidade e o OD nulo.

Os cálculos que possibilitaram a conversão dessas concentrações de nitrato para taxa de consumo de oxigênio equivalente se basearam na estequiometria da reação de oxi-redução desses oxidantes que demonstra a equivalência $2,86 \text{ gO}_2/\text{gNO}_3\text{-N}$. O cálculo mais detalhado desta relação está apresentado no **Capítulo 2, Seção 2.13**.

Para determinar a taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrato do material rapidamente biodegradável, o procedimento foi semelhante ao descrito anteriormente (para respiração endógena) com o diferencial da adição de acetato de sódio no começo do teste.

Os primeiros 50 mL coletados após a adição de solução de acetato de sódio equivalente a 240 mg/L de DQO, eram considerados o ponto inicial e a partir deste, durante 4 horas, eram coletados de 15 em 15 minutos para os primeiros testes, e de meia em meia hora e de hora em hora para os testes posteriores. Também foram realizadas análises de DQO e nitrato e monitorou-se tanto o pH (mantendo-o próximo de 7) quanto o OD que era nulo. Para o cálculo da TCO equivalente utilizou-se novamente a estequiometria da reação química dos oxidantes (oxigênio e nitrato).

O procedimento para a determinação da TCO equivalente de nitrato para material lentamente biodegradável foi quase em sua totalidade igual ao anteriormente citado (para material rapidamente biodegradável) com a única

diferença quanto ao substrato adicionado. O substrato introduzido, dessa vez, foi amido comercial na mesma concentração equivalente de DQO de 240 mg/L.

Os cálculos para a determinação da TCO equivalente de nitrato para material lentamente biodegradável também seguiram a mesma sequência dos anteriormente descritos. Foram realizados 10 testes de 4 horas para cada situação (respiração endógena, com acetato de sódio e com amido comercial).

3.3.7.2 Desnitrificação via nitrito

A desnitrificação via nitrito foi determinada com o objetivo de verificar se, mesmo quando o sistema não fosse operado sob condições que favorecessem a chamada desnitrificação curta (processo descrito no **Capítulo 2, Seção 2.13**), existiria uma resposta metabólica do lodo quando as condições mudassem e se adicionasse uma concentração de nitrito, na ausência de oxigênio e nitrato.

Esses testes também foram realizados estando o lodo na fase endógena e com substrato solúvel e particulado. Os procedimentos utilizados foram semelhantes aos procedimentos com nitrato. A diferença foi somente quanto ao acceptor final de elétrons fornecido (nitrato ou nitrito). Foram realizados 6 testes de 4 horas para cada situação (respiração endógena, com acetato de sódio e com amido comercial).

Os cálculos para a determinação da taxa de consumo de oxigênio equivalente seguiram a descrição do **Capítulo 2, Seção 2.13**, considerando que a relação estequiométrica do nitrito é de 1,71 mgO₂/mgNO₂-N.

3.3.7.3 Fatores que influenciam a desnitrificação

Os testes desta seção consistiram na submissão de 1 L de licor misto, coletado do reator aeróbio do sistema UCT, a diferentes condições operacionais e ambientais. Antes dos testes, verificava-se se o pH e OD estavam adequados (aproximadamente 7 para o pH e 0 mg/L para o OD). Os parâmetros analisados foram temperatura, pH e concentração de OD.

Influência da temperatura

Os testes procedidos para verificar a influência que a temperatura exerce sobre o processo de desnitrificação foram realizados de forma semelhante ao descrito na **seção 3.3.5.4**. A principal mudança era que o processo não era controlado pelo respirômetro e o OD era nulo e, além da adição de 500 mg/L de solução de acetato de sódio, eram adicionados 50 mg/L de solução de nitrato de sódio. A faixa de temperatura estudada, não variou a exemplo do teste descrito na **Seção 3.3.5.4 deste Capítulo**, porém o intervalo entre os pontos coletados foi maior devido à maior dificuldade para a realização de todo o processo, já que amostras deveriam ser coletadas para a análise de nitrato. Então, a faixa estudada foi de 10°C a 50°C, sendo realizados apenas 5 testes sob as seguintes temperaturas: 10°C, 20°C, 30°C, 40°C e 50°C.

O tempo de exposição a cada temperatura desejada durou em média 1 hora. Nesse intervalo de tempo, sob uma temperatura específica (de 10°C a 50°C), eram coletadas amostras e determinada a concentração de nitrato em função do tempo.

A partir das concentrações de nitrato determinadas, pôde-se proceder com os cálculos para a determinação da TCO equivalente, conforme descrito no **Capítulo 2, seção 2.13**.

Influência do pH

Nos testes de influência do pH para as bactérias desnitrificantes, o procedimento foi o mesmo descrito na **seção 3.3.5.5**, tendo como maior diferença, a não utilização do respirômetro. Visto que, este teste deveria ser procedido sob condições anóxicas, adicionou-se 50 mg/L de solução de nitrato de sódio e manteve-se o OD nulo.

Os testes para determinar a influência do pH também seguiram o descrito na **seção 3.3.5.5** (com valores de pH de 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, e 11). Um período de 1 hora de exposição do lodo às condições de pH impostas foi o suficiente para a determinação da TCO equivalente.

A partir das concentrações de nitrato determinadas, pôde-se proceder com os cálculos para a determinação da TCO equivalente, conforme descrito no **Capítulo 2, seção 2.13.**

Influência da concentração de OD

Para verificar a influência que a concentração de OD exerce sobre o metabolismo das bactérias desnitrificantes, foram realizados testes respirométricos específicos.

O teste era feito sob atuação do respirômetro em que um litro de licor misto do sistema UCT era posto sob agitação.

A aeração era controlada pelo respirômetro sendo estabelecidas as concentrações máximas e mínimas. Esse teste, somado ao teste de influência do OD sobre bactérias heterotróficas em geral, foi uma exceção a todos os outros testes da pesquisa, em que se variaram faixas de OD através de um ajuste no próprio respirômetro, que não permaneceu com um mínimo de 1 mg/L e máximo de 3 mg/L. Sendo estabelecidas faixas de 0,5 mg/L a 1 mg/L; 1 mg/L a 2 mg/L; 2 mg/L a 3 mg/L; 3 mg/L a 4 mg/L; 4 mg/L a 5 mg/L; e 5 mg/L a 6 mg/L.

Para cada faixa de OD estudada adicionava-se acetato de sódio (120 mg/L de DQO) e 50 mg/L de nitrato de sódio, permanecendo em média 1 hora sob cada faixa de OD. A análise de nitrato era realizada, após a coleta das amostras em função do tempo, durante 4 horas. O procedimento de cálculo era o mesmo do **Capítulo 2, seção 2.13.**

3.3.8 Determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação

Para determinar a fração não biodegradável particulada (f_{up}), por não haver um método direto para essa determinação, o seguinte cálculo foi utilizado (**Equação 3.24**):

$$X_v = ((1 - f_{us} - f_{up}) * (1 + f * b_h * R_s) * C_r + f_{up} * R_s / f_{cv}) * S_{ta} / R_h \quad (\text{Equação 3.24})$$

Para a determinação da DQO biodegradável afluente ao sistema (S_{ba}) (Equação 3.25):

$$S_{ba} = (1 - f_{us} - f_{up}) * S_{ta} \quad \text{(Equação 3.25)}$$

O detalhamento de cada termo contido nessas equações e nas equações das Tabelas 3.10 e 3.11 está descrito na Lista de Símbolos.

3.3.8.1 Sistema Bardenpho

Na Tabela 3.10 estão apresentadas as equações que foram utilizadas na determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação do sistema Bardenpho. As Equações 3.26 e 3.27 expressam as duas formas de obter a capacidade de desnitrificação para o primeiro reator anóxico do sistema Bardenpho.

As Equações 3.28 e 3.29 apresentam as duas formas para se determinar a capacidade de desnitrificação do segundo reator anóxico do sistema Bardenpho. As Equações 3.30 e 3.31 possibilitam a determinação da capacidade de desnitrificação do último reator anóxico. A soma dessas três capacidades resulta na capacidade de desnitrificação total do sistema Bardenpho.

Tabela 3.10: Equações utilizadas para determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação do sistema Bardenpho.

Equações para Determinação das Constantes Cinéticas e da Capacidade de Desnitrificação do sistema Bardenpho	Equação
$D_{c1} = (0,12 * f_{bs} + k_2 * C_r * f_{x1}) * S_{ba}$	3.26
$D_{c1} = (s * N_{ne}) + (a * N_{n3}) - ((a + s + 1) * (N_{n1}))$	3.27
$D_{c2} = k_2 * C_r * f_{x2} * S_{ba}$	3.28
$D_{c2} = (a + s + 1) * (N_{n1} - N_{n2})$	3.29
$D_{c4} = k_3 * C_r * f_{x4} * S_{ba}$	3.30
$D_{c4} = (s + 1) * (N_{nae} - N_{n4})$	3.31

3.3.8.2 Sistema UCT

Na **Tabela 3.11** estão apresentadas as equações que foram utilizadas na determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação do sistema UCT. As **Equações 3.32** e **3.33** expressam duas formas de se obter a capacidade de desnitrificação para o primeiro reator anóxico do sistema UCT.

As **Equações 3.34** e **3.35** apresentam as duas formas para se determinar a capacidade de desnitrificação do segundo reator anóxico do sistema Bardenpho. A soma dessas duas capacidades resulta na capacidade de desnitrificação total do sistema UCT.

Tabela 3.11: Equações utilizadas para determinação das constantes cinéticas e da capacidade de desnitrificação do sistema UCT.

Equações para Determinação das Constantes Cinéticas e da Capacidade de Desnitrificação do sistema UCT	Equação
$D_{c2} = k_2 * C_r * f_{x2} * S_{ba}$	3.32
$D_{c2} = (a + s + r + 1) * (N_{n3} - N_{n2})$	3.33
$D_{c4} = k_3 * C_r * f_{x4} * S_{ba}$	3.34
$D_{c4} = (s + 1) * (N_{n3} - N_{n4})$	3.35

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 Introdução

Neste capítulo os dados obtidos em fase experimental serão apresentados considerando-se os parâmetros de desempenho escolhidos para os dois sistemas operados, referentes à eficiência de remoção de matéria orgânica, ao processo de nitrificação e desnitrificação. Também serão apresentados dados da atividade metabólica dos lodos heterotróficos gerados.

Grande parte dos dados foi compilada em médias das determinações experimentais para cada idade de lodo, sendo também apresentado para cada média os valores máximos, mínimos e a amplitude total obtida (AT, valor máximo subtraído do valor mínimo), além destes, foram utilizados outros instrumentos de estatística básica como desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

4.2 Caracterização do Esgoto

Conforme descrito no **Capítulo 3**, na **Seção 3.3.2**, para definir o horário de coleta e armazenamento do esgoto nos tanques de 300 L afluente aos dois sistemas e caracterizar o esgoto bruto, foram coletadas amostras pontuais do esgoto no período de 06:00 as 20:00 horas.

As amostras foram analisadas individualmente para se determinar o horário em que as concentrações dos parâmetros analisados eram máxima e mínima. Os resultados dessa caracterização estão apresentados na **Tabela 4.1**.

Para a variável amônia, a maior concentração foi encontrada às 08:30 da manhã (54 mg/L). Para a variável DQO a maior concentração obtida foi às 09:00 horas. As variáveis amônia e DQO foram admitidas como as mais importantes para a determinação do horário de alimentação dos tanques

afluentes, tendo sido a escolha do horário de coleta função do horário em que esses parâmetros (amônia e DQO) se apresentaram em concentração máxima, ficando estabelecido o horário para coleta entre 8:00 e 9:00 horas da manhã.

Tabela 4.1: Caracterização do esgoto afluente aos sistemas (valores máximos e mínimos) e média das amostras compostas.

	MÉDIA DA AC	MÍNIMO	MÁXIMO	DP	CV	AT
Horário da Coleta	-	12:30	8:30	-	-	-
NH ₃ (mg/L)	36	28	54	7,9	0,2	26
	MÉDIA DA AC	MÍNIMO	MÁXIMO	DP	CV	AT
Horário da Coleta	-	07:00	9:00	-	-	-
DQO (mg/L)	681	256	928	163	0,2	672
	MÉDIA DA AC	MÍNIMO	MÁXIMO	DP	CV	AT
Horário da Coleta	-	06:30	09:30	-	-	-
PT (mg/L)	5,1	3,4	7,2	0,9	0,2	3,8
	MÉDIA DA AC	MÍNIMO	MÁXIMO	DP	CV	AT
Horário da Coleta	-	07:00	10:30	-	-	-
OPS (mg/L)	3,9	2,6	5,1	0,4	0,1	2,5
	MÉDIA DA AC	MÍNIMO	MÁXIMO	DP	CV	AT
Horário da Coleta	-	06:00	08:00	-	-	-
pH (mg/L)	6,9	6,7	7,3	0,18	0,03	0,6
	MÉDIA DA AC	MÍNIMO	MÁXIMO	DP	CV	AT
Horário da Coleta	-	18:30	09:00	-	-	-
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /L)	230	176	333	0,18	0,03	0,6

AC = Amostra Composta

4.3 Desempenho dos sistemas experimentais

O desempenho dos dois sistemas operados (Bardenpho e UCT) foi analisado a partir das variáveis citadas na **Tabela 3.6** do **Capítulo 3, Seção 3.3.2.1**. As **Tabelas 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11** contêm os valores médio, máximo e mínimo, o coeficiente de variação (CV), o desvio padrão (DP) e a amplitude total (AT) das variáveis analisadas de amostras coletadas do afluente e efluente, durante os meses de julho de 2007 a maio de 2008.

Os valores médios são referentes a 15 determinações tanto para a idade de lodo de 15 dias quanto para a idade de lodo de 20 dias.

Observando-se a **Tabela 4.2**, verifica-se que embora alimentados de um mesmo reservatório, os valores afluentes médios de DQO para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados. Os valores médios foram de 463 mg/L a 559 mg/L, para o sistema UCT e 485 mg/L e 550 mg/L para o Bardenpho. Analisando-se os valores médios da DQO efluente dos dois sistemas, calcula-se uma eficiência de remoção de 90% para o sistema Bardenpho e 92%, aproximadamente, para o sistema UCT, independente das idades de lodo aplicadas de 15 e 20 dias.

Tabela 4.2: Concentrações de DQO afluente e efluente aos sistemas referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

DQO (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	550	55	485	46	559	47	463	38
Max	626	103	584	95	700	89	537	58
Min	456	22	349	30	478	16	332	21
DP	53	26	68	22	60	20	72	11
CV	0,1	0,5	0,1	0,5	0,1	0,4	0,1	0,3
AT	170	81	235	92	222	73	205	37

Na **Tabela 4.3** estão apresentados os resultados de nitrato determinados durante o monitoramento dos sistemas e para cada idade de lodo operada. Os valores referem-se a amostras coletadas do reator aerado (R3) e do efluente de cada sistema.

Os valores médios de nitrato produzido no reator aeróbio (R3a e R3b) dos sistemas para as duas idades de lodo, variaram de 9 mg/L a 10 mg/L, Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 0,8 mg/L a 3,0 mg/L.

Em percentuais, a remoção pode ser estimada em 86% e 91% para o sistema Bardenpho nas idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente, e de 83% e 70% para o sistema UCT também nas idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente.

Tabela 4.3: Concentrações de nitrato produzido no reator aeróbio e presente no efluente do sistema Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 15 e 20 dias.

Nitrato (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	R3a	Efl 20	R3a	Efl 15	R3b	Efl 20	R3b	Efl 15
Média	10	1,4	9	0,8	9	1,6	10	3,0
Max	13	2,4	12	1,6	12	2,8	12	4,0
Min	6,5	0,1	4,6	0,1	6,5	0,3	8,2	1,5
DP	2,2	0,7	1,7	0,4	1,7	0,8	1,1	0,7
CV	0,2	0,5	0,2	0,4	0,2	0,5	0,1	0,2
AT	6,5	2,2	7,9	1,5	5,5	2,5	3,9	2,4

Os valores médio, máximo e mínimo, obtidos através do monitoramento da concentração de nitrito produzido no reator aeróbio e no efluente a cada sistema e para cada idade de lodo estão apresentados na **Tabela 4.4**.

As concentrações médias de nitrito produzido nos reatores aeróbios (R3_a e R3_b) de cada sistema e para as duas idades de lodo, variaram de 0,7 mg/L a 2,5 mg/L. A concentração máxima de nitrito foi de 4,8 mg/L no R3_b, determinada no sistema UCT quando operado sob idade de lodo de 20 dias.

Quanto às concentrações de nitrito nos efluentes, a variação média foi de 0,6 mg/L a 1,9 mg/L, sendo a máxima determinada de 4,2 mg/L para o efluente do sistema UCT na idade de lodo de 15 dias.

Tabela 4.4: Concentrações de nitrito no reator aeróbio e no efluente dos sistemas Bardenpho e UCT, referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

Nitrito (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	R3a	Efl 20	R3a	Efl 15	R3b	Efl 20	R3b	Efl 15
Média	1,3	0,8	0,8	1,0	2,5	0,6	0,7	1,9
Max	2,5	2,9	3,3	2,8	4,8	2,0	1,8	4,2
Min	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2
DP	0,6	0,7	1,1	0,9	1,4	0,5	0,5	1,2
CV	0,4	0,9	1,3	0,9	0,5	0,9	0,8	0,6
AT	2,2	2,9	3,3	2,8	4,4	2,0	1,8	4,0

A **Tabela 4.5** contém os valores médios, máximos e mínimos dos dados relativos às concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) dos sistemas Bardenpho e UCT. Analisando-se a

Tabela 4.5, nota-se que os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 3244 mg/L a 3739 mg/L, tendo como mínimos e máximos os valores médios de 1320 mg/L a 4786 mg/L. Quanto às concentrações de sólidos suspensos voláteis, a variação média foi de 2030 mg/L a 2619 mg/L, tendo como valores mínimo e máximo, 894 mg/L e 3580 mg/L.

Tabela 4.5: Concentrações de SST e SSV determinadas em cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

Sólidos (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	ST 20	SSV 20	ST 15	SSV 15	ST 20	SSV 20	ST 15	SSV 15
Média	2826	2030	3054	2225	3738	2619	3243	2177
Max	4640	3484	3200	2532	4786	3580	3566	2480
Min	1320	894	2940	2096	1858	1282	2836	1946
DP	1140	848	73	102	972	681	185	157
CV	0,40	0,42	0,02	0,05	0,26	0,26	0,06	0,07
AT	3320	2590	260	436	2928	2298	730	534

A **Tabela 4.6** contém os dados das concentrações médias, máximas e mínimas de nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Observando-se a **Tabela 4.6**, verifica-se que os valores afluentes médios de NTK, para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 53 mg/L a 62 mg/L. Quanto às concentrações de NTK nos efluentes, a variação média foi de 2 mg/L a 3 mg/L.

Em percentuais, as remoções foram, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 95% e 97% para o sistema Bardenpho e de 96% e 97% para o sistema UCT.

Tabela 4.6: Concentrações de NTK afluentes e efluentes dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

NTK (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	59	2,8	54	1,8	62	2,5	53	1,7

Max	66	5,6	67	2,2	74	5,6	63	2,2
Min	53	1,6	46	1,5	50	1,7	45	0,6
DP	3,7	1,4	6,2	0,2	5,9	1,1	6,1	0,3
CV	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1	0,2
AT	13,2	4,0	21,0	0,7	24,0	3,9	18,0	1,7

Observando-se a **Tabela 4.7** que contém as concentrações médias, máximas e mínimas de nitrogênio amoniacal, verifica-se que os valores afluentes médios de amônia, para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 43 mg/L a 50 mg/L, tendo como mínimo e máximo os valores 35 mg/L a 59 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 0,6 mg/L a 1,3 mg/L.

Em percentuais, a redução na concentração de amônia (nitrificação) foi, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 98% e 99% para o sistema Bardenpho e de 97% e 99% para o sistema UCT.

Tabela 4.7: Concentrações de amônia afluentes e efluentes dos sistemas Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 15 e 20 dias.

Amônia (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	50	1,2	47	0,6	47	1,3	43	0,6
Max	59	3,9	56	0,6	58	5,6	55	0,6
Min	42	0,6	36	0,6	39	0,6	35	0,6
DP	4,8	1,2	5,1	0,0	4,3	1,3	4,6	0,0
CV	0,1	1,0	0,1	0,03	0,1	1,1	0,1	0,04
AT	17,0	3,3	20,0	0,0	19,0	5,0	20,2	0,0

Na **Tabela 4.8** contém os valores médios, máximos e mínimos da alcalinidade afluente e efluente dos dois sistemas de lodo ativado e para as duas idades de lodo operadas. Os valores médios variaram de 364 mgCaCO₃/L a 385 mgCaCO₃/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 167 mgCaCO₃/L a 189 mgCaCO₃/L.

Tabela 4.8: Concentrações da alcalinidade afluente e efluente dos sistemas Bardenpho e UCT, referentes às idades de lodo de 15 e 20 dias.

Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15

Média	364	178	379	167	383	176	385	189
Max	408	212	442	192	408	212	481	301
Min	295	151	301	145	333	141	299	123
DP	30	14	41	13	22	24	54	40
CV	0,08	0,08	0,11	0,08	0,06	0,14	0,14	0,21
AT	113	61	141	47	74	71	182	178

Na **Tabela 4.9**, onde se encontram os valores médios, máximos e mínimos do pH afluente e efluente dos sistemas investigados, verifica-se que os valores afluentes médios de pH para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 7,5 mg/L a 7,7 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 7,8 mg/L a 8,0 mg/L.

Tabela 4.9: Valores do pH afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

pH	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	7,5	8,0	7,5	7,8	7,7	8,0	7,6	7,8
Max	7,9	8,2	7,9	8,2	8,0	8,3	8,1	8,3
Min	7,1	7,4	7,1	7,0	7,1	7,6	7,4	7,5
DP	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2
CV	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,02	0,03	0,02
AT	0,8	0,7	0,8	1,2	0,9	0,7	0,8	0,8

Na **Tabela 4.10** observam-se os valores da concentração de fósforo total afluente e efluente aos dois sistemas de lodo ativado operados e para as duas idades de lodo. A concentração média afluente aos dois sistemas variou de 7,4 mg/L a 8,9 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 2,3 mg/L a 4,9 mg/L.

Em percentuais, as remoções foram, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 66% e 49% para o sistema Bardenpho, e de 74% e 39% para o sistema UCT.

Tabela 4.10: Concentrações de fósforo total afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo operadas (15 e 20 dias).

Fósforo	Bardenpho	UCT
---------	-----------	-----

Total (mg/L)	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	8	2,8	7	3,8	9	2,3	8	4,9
Max	11	5,1	10	6,2	11	6,7	10	7,4
Min	6	1,3	6	2,5	6	0,4	5	1,9
DP	1,3	1,1	1,1	1,3	1,4	1,8	1,5	1,5
CV	0,2	0,4	0,1	0,3	0,2	0,8	0,2	0,3
AT	4,9	3,8	3,9	3,7	5,2	6,3	5,1	5,5

Observando-se a **Tabela 4.11**, verifica-se que as concentrações de ortofosfato afluentes médias, para as duas idades de lodo e para os dois sistemas de lodo ativado operados, variaram de 5,0 mg/L a 6,5 mg/L. Quanto às concentrações efluentes, a variação média foi de 2,2 mg/L a 4,4 mg/L.

Em percentuais, as remoções foram, respectivamente para as idades de lodo de 20 dias e 15 dias, de 64% e 36% para o sistema Bardenpho e de 66% e 17% para o sistema UCT, também para as idades de lodo 20 e 15 dias, respectivamente.

Tabela 4.11: Concentrações de ortofosfato afluentes e efluentes de cada sistema de lodo ativado (Bardenpho e UCT) e referentes às duas idades de lodo (15 e 20 dias).

Ortofosfato (mg/L)	Bardenpho				UCT			
	R _s = 20		R _s = 15		R _s = 20		R _s = 15	
	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15	Afl 20	Efl 20	Afl 15	Efl 15
Média	6,1	2,2	5,0	3,2	6,5	2,2	5,3	4,4
Max	7,4	4,7	6,7	5,4	8,5	5,9	6,9	6,6
Min	3,1	0,8	3,4	1,2	4,5	ND	3,0	1,5
DP	1,1	1,1	1,0	1,2	1,0	2,0	1,3	1,5
CV	0,18	0,51	0,20	0,36	0,15	0,92	0,24	0,35
AT	4,31	3,86	3,30	4,20	4,01	5,90	3,90	5,10

ND: não detectado pelo método padrão utilizado.

Nas **Tabelas 4.12, 4.13, 4.14a, 4.14b, 4.15a e 4.15b** estão concentrações médias, máximas e mínimas dos parâmetros analisados de amostras coletadas dos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT obtidas durante a operação com idade de lodo de 20 e 15 dias, conforme a **Tabela 3.6** do **Capítulo 3, seção 3.3.4**.

A **Tabela 4.12** contém as concentrações de NTK. Foram analisadas apenas amostras do primeiro reator de cada sistema para efeito de cálculos das constantes de desnitrificação e balanço de massa (**Tabela 4.13**).

Tabela 4.12: Concentrações de NTK no reator R1_a – reator anóxico e R1_b – reator anaeróbio do sistema Bardenpho e UCT, R_s de lodo de 20 e 15 dias.

	NTK (mg/L) do primeiro reator dos sistemas			
	Idade de lodo de 20 dias		Idade de lodo de 15 dias	
	Sistema Bardenpho	Sistema UCT	Sistema Bardenpho	Sistema UCT
	R1 _a	R1 _b	R1 _a	R1 _b
Média	14	50	12	28
Max	19	67	17	35
Min	4	42	7	18
DP	5,1	8,5	2,9	4,9
CV	0,4	0,2	0,2	0,2
AT	14,5	25,3	9,5	16,5

Na **Tabela 4.13** estão apresentadas as concentrações de amônia nos reatores dos sistemas Bardenpho e UCT. Os dados são referentes aos reatores R1 e R3 de cada sistema, para efeito de cálculos das constantes de desnitrificação e balanço de massa.

A partir da **Tabela 4.13**, observa-se que a concentração de amônia no reator aeróbio de cada sistema (R3_a e R3_b) foi praticamente igual à obtida no efluente desses sistemas, conforme visto na **Tabela 4.7**.

Tabela 4.13: Concentrações de amônia nos reatores R1_a e R3_a e R1_b e R3_b do sistema Bardenpho e UCT, R_s de 20 dias e 15 dias.

	Amônia (mg/L) com R _s 20 dias				Amônia (mg/L) com R _s 15 dias			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT		Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R1 _a	R3 _a	R1 _b	R3 _b	R1 _a	R3 _a	R1 _b	R3 _b
Média	13	2,2	40	1,0	9	0,6	23	0,6
Max	18	5,0	46	1,5	12	0,6	32	0,6
Min	3	0,5	31	0,6	7	0,6	17	0,6
DP	5,0	1,6	4,7	0,4	1,7	0,0	4,5	0,0
CV	0,4	0,7	0,1	0,4	0,2	0,0	0,2	0,0
AT	14,6	4,5	15,3	0,9	5,1	0,0	15,2	0,0

Nas **Tabelas 4.14a e 4.14b** encontram-se as concentrações de nitrato nos quatro reatores de cada sistema operado para as idades de lodo de 20 dias

e de 15 dias. Além de utilizados para cálculos de balanços de massa e da determinação das constantes cinéticas de desnitrificação, esses dados são importantes para um bom conhecimento sobre os processos de nitrificação e desnitrificação que ocorreram dentro dos sistemas.

Tabela 4.14a: Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e UCT. $R_s = 20$ dias.

Nitrato (mg/L) com idade de lodo de 20 dias								
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _a	R2 _a	R3 _a	R4 _a	R1 _b	R2 _b	R3 _b	R4 _b
Média	1,7	0,2	10,1	4,6	0,7	3,2	9,4	2,3
Max	4,6	1,2	13,0	8,4	0,9	4,5	12,0	3,2
Min	0,4	0,0	6,5	3,0	0,2	1,2	6,5	1,7
DP	1,4	0,4	2,3	1,8	0,2	1,1	1,9	0,4
CV	0,8	2,6	0,2	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2
AT	4,2	1,2	6,5	5,4	0,7	3,3	5,5	1,5

Tabela 4.14b: Concentrações de nitrato nos reatores do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes à idade de lodo de 15 dias.

Nitrato (mg/L) com idade de lodo de 15 dias								
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _a	R2 _a	R3 _a	R4 _a	R1 _b	R2 _b	R3 _b	R4 _b
Média	2,2	0,2	9,2	1,6	0,8	3,6	9,9	3,8
Max	3,6	0,6	12,5	3,9	1,3	4,3	12,1	4,5
Min	0,2	0,0	4,6	0,8	0,4	2,5	8,2	2,7
DP	1,2	0,2	2,1	0,9	0,3	0,6	1,2	0,6
CV	0,5	1,0	0,2	0,6	0,4	0,2	0,1	0,2
AT	3,4	0,6	7,9	3,1	0,9	1,8	3,9	1,8

Nas Tabelas 4.15a e 4.15b encontram-se os resultados das análises de nitrito em todos os reatores dos sistemas e para as idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

Tabela 4.15a: Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e UCT. $R_s = 20$ dias.

Nitrito (mg/L) com idade de lodo de 20 dias								
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _a	R2 _a	R3 _a	R4 _a	R1 _b	R2 _b	R3 _b	R4 _b
Média	0,3	0,1	1,3	1,2	0,1	0,7	2,3	2,1
Max	1,3	0,2	2,5	4,5	1,1	2,8	4,6	4,5
Min	0,0	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0

DP	0,4	0,1	0,6	1,3	0,3	1,0	1,3	1,4
CV	1,5	1,1	0,5	1,1	3,0	1,5	0,6	0,7
AT	1,3	0,2	2,2	4,4	1,1	2,8	4,2	4,5

Tabela 4.15b: Concentrações de nitrito nos reatores do sistema Bardenpho e UCT. $R_s = 15$ dias.

	Nitrito (mg/L) com idade de lodo de 15 dias							
	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R1 _a	R2 _a	R3 _a	R4 _a	R1 _b	R2 _b	R3 _b	R4 _b
Média	0,8	0,3	0,7	1,4	0,5	0,9	0,7	1,1
Max	1,6	1,2	3,3	2,7	1,6	3,6	1,8	4,2
Min	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
DP	0,4	0,4	1,1	0,6	0,5	1,1	0,6	1,3
CV	0,5	1,4	1,7	0,4	1,0	1,2	0,9	1,2
AT	1,4	1,2	3,3	1,9	1,6	3,6	1,8	4,2

4.3.1 Resultados de sedimentação

Através dos testes de sedimentação foram determinadas as constantes de sedimentabilidade de Vesilind (k e v_0). Os valores médios dessas constantes estão apresentados na **Tabela 4.16**. Como podem ser vistos, os valores médios da constante k variaram de 0,25 L/g a 0,27 L/g para as duas idades de lodo e para os dois sistemas, apresentando uma pequena variação. Já os valores médios da constante v_0 variaram de 14,04 m/h a 26,92 m/h também considerando os dois sistemas operados e as duas idades de lodo.

Ainda pode ser observado na **Tabela 4.16** que o desvio padrão e o coeficiente de variação apresentaram-se baixos, o que garante uma pequena variação de resultados referentes aos testes de sedimentabilidade realizados.

É interessante observar que o valor de k (a constante relativa a sedimentação por compressão) foi praticamente invariável em qualquer das condições operadas (sistemas ou idades de lodo diferentes). Todavia a constante v_0 foi bem mais baixa para o sistema Bardenpho do que para o sistema UCT (o que mostra que o sistema UCT tem a característica de sedimentação melhor em relação ao sistema Bardenpho).

Tabela 4.16: Constantes de sedimentabilidade para o sistema Bardenpho e UCT. R_s de 20 dias e de 15 dias.

Constantes de Sedimentabilidade

	Sistema Bardenpho				Sistema UCT			
	R _s = 20 dias		R _s = 15 dias		R _s = 20 dias		R _s = 15 dias	
	K (L/g)	V _o (m/h)	k (L/g)	V _o (m/h)	k (L/g)	V _o (m/h)	K (L/g)	V _o (m/h)
Média	0,28	14,32	0,25	14,02	0,29	26,92	0,27	26,41
Max	0,32	18,60	0,29	15,60	0,34	36,50	0,30	31,20
Min	0,24	12,20	0,21	12,10	0,23	9,28	0,23	22,50
DP	0,03	2,02	0,02	1,23	0,04	6,91	0,02	2,30
CV	0,09	0,14	0,09	0,09	0,13	0,26	0,07	0,09
AT	0,08	6,40	0,08	3,50	0,11	27,22	0,07	8,70

4.3.2 Resultados da TCO “in locu”

Os resultados das determinações da TCO “in locu” (nos sistemas, de forma manual, sem uso do respirômetro), observadas na **Tabela 4.17**, mostram que este parâmetro variava para cada sistema e cada idade de lodo operada. O valor máximo e o valor mínimo tiveram uma considerável diferença devido às variações diárias que ocorriam nos sistemas, como matéria orgânica afluyente e flutuações na concentração de sólidos. Para a idade de lodo de 15 dias os valores foram inferiores aos referentes à idade de lodo de 20 dias para ambos os sistemas.

Os resultados da **Tabela 4.17** também demonstram que o metabolismo (autotrófico acrescido do heterotrófico) do lodo do sistema Bardenpho esteve inferior ao do sistema UCT durante a operação de 20 dias e de 15 dias.

Tabela 4.17: Taxa de consumo de oxigênio “in locu” do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

	Taxas de Consumo de Oxigênio "in locu" (mg/L/h)			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R _s = 20 dias	R _s = 15 dias	R _s = 20 dias	R _s = 15 dias
Média	55	40	60	45
Max	66	53	68	59
Min	36	29	45	31
DP	8,2	7,2	7,3	9,2
CV	0,1	0,2	0,1	0,2
AT	30,0	24,0	23,0	28,0

4.4 Resultados dos Balanços de Massa

4.4.1 Nitrogênio

Na **Tabela 4.18** estão apresentados os valores médios do balanço de massa do material nitrogenado dos sistemas Bardenpho e UCT durante a operação com idades de lodo de 20 dias e de 15 dias. Percebe-se que esses

valores se desviam em menos de 10% da unidade. Esses resultados mostram que as análises laboratoriais foram conduzidas de forma confiável (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Tabela 4.18: Balanço de massa de material nitrogenado do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

	Balanços de Massa de Material Nitrogenado			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R_s = 20 dias	R_s = 15 dias	R_s = 20 dias	R_s = 15 dias
Média	0,93	0,96	0,92	0,95
Max	1,08	1,08	1,08	1,04
Min	0,78	0,80	0,83	0,81
DP	0,12	0,09	0,08	0,11
CV	0,13	0,10	0,09	0,11
AT	0,42	0,28	0,25	0,33

4.4.2 Matéria Orgânica

Na **Tabela 4.19** estão apresentados os resultados referentes aos balanços de massa de material orgânico (expresso em forma de DQO) do sistema Bardenpho e do sistema UCT durante a operação com idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

Constata-se que ocorreu uma boa aproximação ao valor teórico de 1, estando apenas menos de 6% distante desse resultado.

Tabela 4.19: Balanço de massa de material orgânico do sistema Bardenpho e do sistema UCT referentes às idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

	Balanços de Massa de Material Orgânico			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R_s = 20 dias	R_s = 15 dias	R_s = 20 dias	R_s = 15 dias
Média	0,97	0,97	0,94	0,96
Max	1,02	1,02	1,03	1,08
Min	0,92	0,87	0,81	0,85
DP	0,04	0,05	0,06	0,05
CV	0,04	0,05	0,07	0,06
AT	0,10	0,15	0,22	0,23

4.5 Testes Respirométricos

4.5.1 Resultados das frações de matéria orgânica biodegradável

Observando a **Tabela 4.20**, verifica-se que a fração biodegradável solúvel do esgoto de Campina Grande é bem inferior a fração biodegradável particulada. Embora sendo a fração biodegradável elevada, chegando a 75%, apenas 13% deste percentual está associado ao material solúvel e rapidamente biodegradável.

Tabela 4.20: Fração de matéria orgânica presentes no esgoto de Campina Grande obtidas através de testes respirométricos.

	Frações Biodegradáveis do Esgoto de Campina Grande		
	f_{bs}	f_{bp}	f_b
Média	0,13	0,62	0,75
Max	0,16	0,64	0,78
Min	0,10	0,60	0,72
DP	0,03	0,02	0,03
CV	0,23	0,02	0,03
AT	0,06	0,04	0,06

f_b : fração biodegradável total; f_{bs} : fração biodegradável solúvel; f_{bp} : fração biodegradável particulada.

4.5.2 TCO do lodo heterotrófico na presença de oxigênio

Conforme relatado no **Capítulo 3 (Seção 3.3.6.2)**, testes respirométricos foram realizados com bateladas de lodo gerado nos dois sistemas operados, usando-se substratos específicos, com a finalidade de se obter a TCO das bactérias heterotróficas consumindo matéria orgânica solúvel e matéria orgânica particulada. Os resultados dos testes utilizando-se acetato de sódio como material solúvel e amido comercial como material particulado estão na **Tabela 4.21**.

Verifica-se que, para o substrato solúvel, a TCO do lodo do sistema Bardenpho (sistema A) foi maior que a do lodo do sistema UCT (sistema B) quando utilizado como fonte material orgânico, não ocorrendo o mesmo quando utilizado substrato particulado, sendo a TCO do sistema UCT maior nessa situação. Quando se tinha a ausência de substrato externo (determinação da

TCO endógena), percebe-se que o sistema UCT apresentava melhor taxa que o sistema Bardenpho.

Tabela 4.21: TCO do lodo heterotrófico gerado nos sistemas A (Bardenpho) e B (UCT), para substrato solúvel e particulado e TCO endógena.

	Taxa de Consumo de Oxigênio (mg/L/h) – Ambiente Aeróbio					
	Exógena				Endógena	
	Solúvel		Particulado			
	A	B	A	B	A	B
Média	51	37	11	17	10	12
Max	61	50	11	19	12	16
Min	41	26	10	15	8	10
DP	6	7	0,3	2	1	2
CV	0,12	0,18	0,03	0,09	0,13	0,16
AT	20	24	1	5	4	5

As **Figuras 4.1** e **4.2** apresentam respirogramas obtidos através de um dos 15 testes realizados para a determinação da TCO de bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio para cada sistema operado (UCT e Bardenpho, respectivamente). A partir desses respirogramas pode-se observar a diferença entre a TCO_{max} e a TCO_{end} .

Para o sistema UCT (**Figura 4.1**) a TCO_{max} esteve entre 40 e 50 mg/L/h enquanto a TCO_{end} esteve entre 10 e 15 mg/L/h. A TCO_{exo} desse teste resultou em 35 mg/L/h. Já para o sistema Bardenpho (**Figura 4.2**) a TCO_{max} manteve-se próxima a 60 mg/L/h, enquanto a TCO_{end} esteve entre 10 e 15 mg/L/h como no sistema UCT. A TCO_{exo} desse teste resultou em 45 mg/L/h.

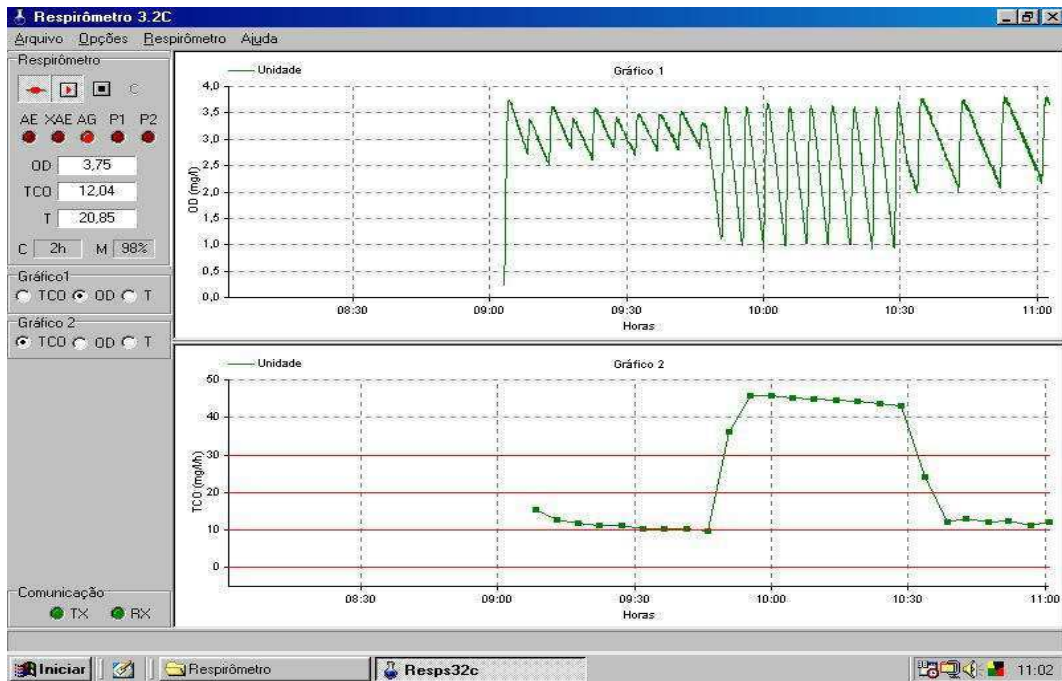


Figura 4.1: Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema UCT após adição de substrato solúvel.

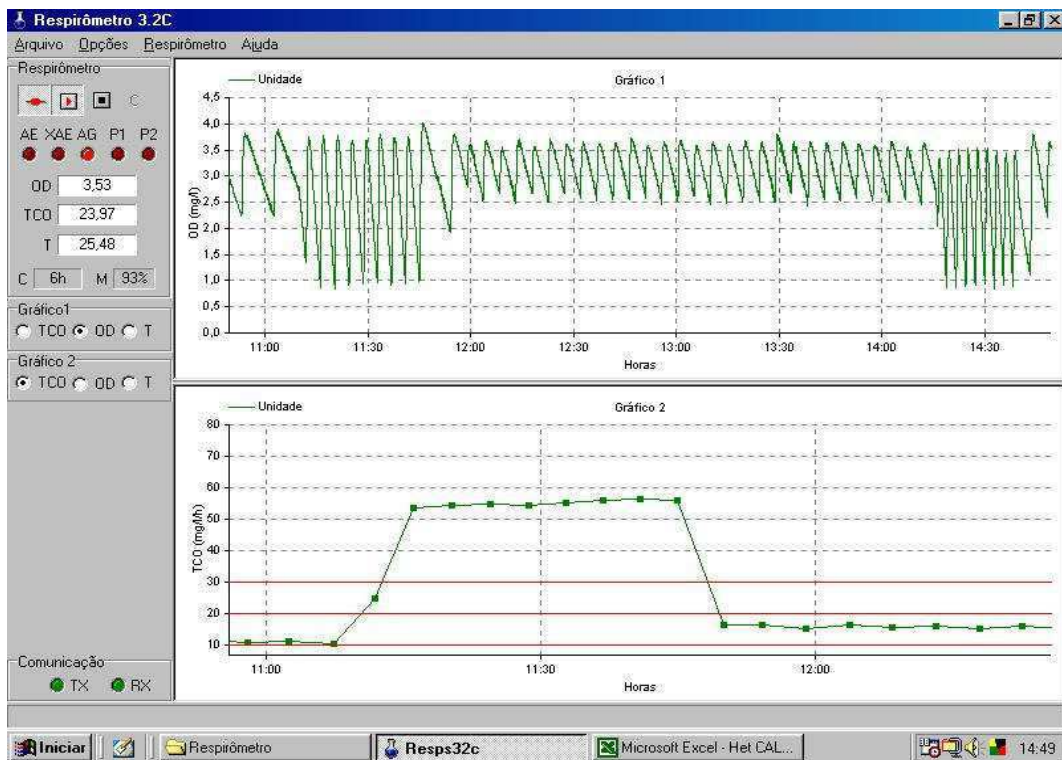


Figura 4.2: Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema Bardenpho após adição de substrato solúvel.

Na **Figura 4.3** observa-se um respirograma de um dos testes realizados para determinação da TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema UCT quando adicionado substrato particulado. Percebe-se que num primeiro momento a TCO_{max} é bem superior (30 mg/L/h) e em seguida decresce rapidamente mantendo-se por um período consideravelmente grande até restabelecimento da TCO_{end} (10 mg/L/h).

A TCO_{max} inicial corresponde a utilização de material solúvel presente no amido comercial utilizado para o teste, que segundo Silva Filho (2003) fica em torno de 2% da DQO total desse substrato. Em seguida, ao ser consumida a pequena parcela solúvel do amido comercial, ocorre utilização do material particulado (de 20mg/L/h a 15mg/L/h). Quando então a TCO_{end} é restabelecida.

Na **Figura 4.4** percebe-se que o mesmo comportamento apresentou o lodo do sistema Bardenpho, todavia a TCO_{max} para material solúvel (primeiros pontos obtidos no respirograma), foi maior que a obtida nos testes com lodo do sistema UCT. Esse fato era previsto diante dos valores obtidos para TCO_{max} com substrato solúvel (TCO_{max} Bardenpho maior que UCT).

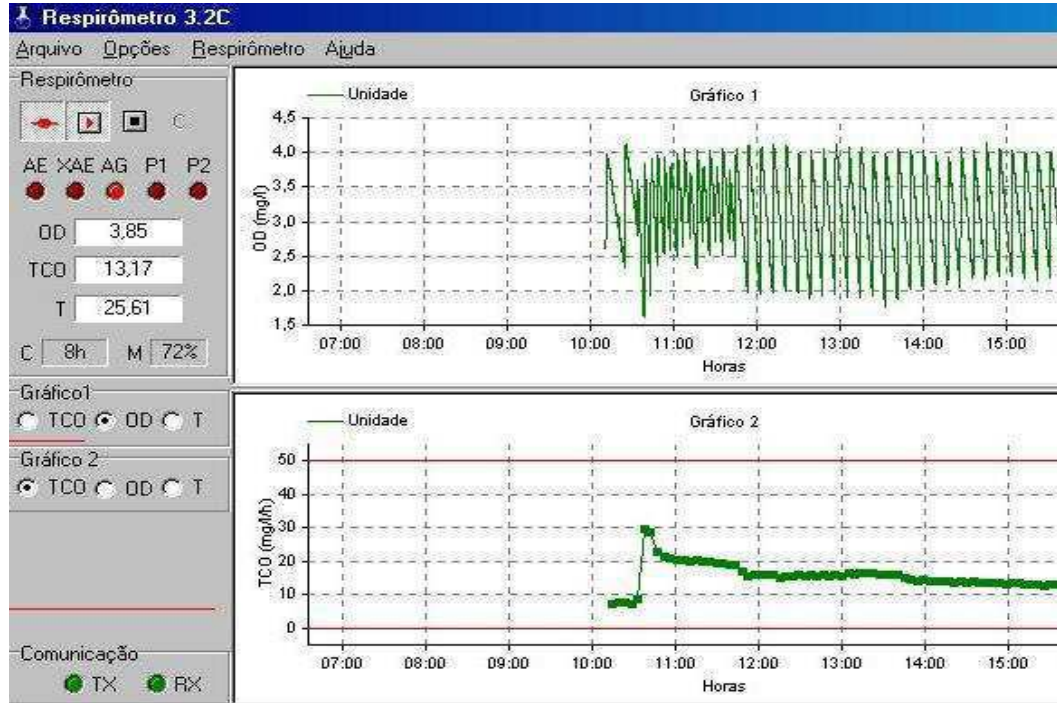


Figura 4.3: Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema UCT após adição de substrato particulado.

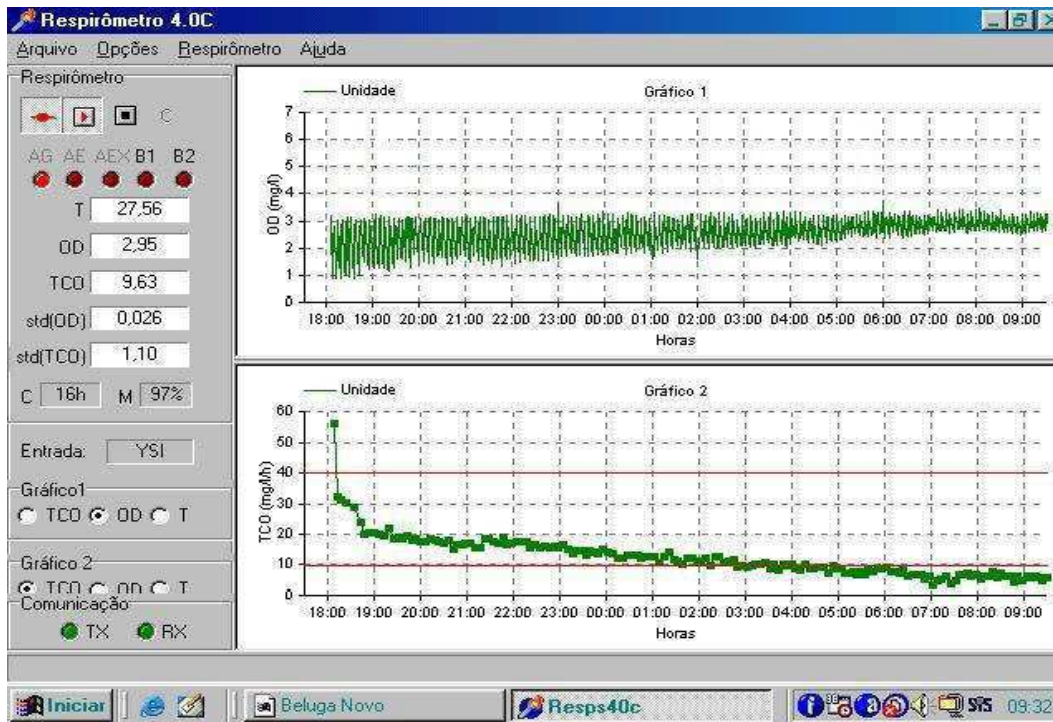


Figura 4.4: Respirograma referente à TCO_{max} do lodo heterotrófico do sistema Bardenpho após adição de substrato particulado.

4.6 Testes de Desnitrificação

4.6.1 TCO_{eq} do lodo heterotrófico na ausência de oxigênio (desnitrificação via nitrato)

Conforme se observa na **Tabela 4.22**, a TCO equivalente de nitrato do lodo dos sistemas, foi, para o sistema Bardenpho, maior quando utilizado material solúvel (acetato) como fonte material orgânica, apresentando-se semelhantemente à taxa obtida em ambiente aeróbio (TCO na presença de oxigênio). Quando ocorreram as seguintes situações: adição de material particulado (amido) e lodo com ausência de substrato externo (determinação da TCO endógena), os resultados, semelhantemente ao em ambiente aeróbio, também mostram que o sistema UCT apresentava maior atividade que o sistema Bardenpho.

Tabela 4.22: TCO equivalente de nitrato do lodo gerado nos sistemas A (Bardenpho) e B (UCT) referentes aos materiais solúvel, particulado e TCO endógena.

Taxa de Consumo de Oxigênio Equivalente (mg/L/h) - Ambiente Anóxico (nitrato)						
	Solúvel		Particulado		Endógena	
	A	B	A	B	A	B
Média	51	36	11	18	10	12
Max	57	46	11	19	11	16
Min	41	21	10	15	8	10
DP	5	7	0,4	1	1	2
CV	0,10	0,18	0,04	0,08	0,12	0,17
AT	15	25	1	4	3	6

4.6.2 TCO_{eq} do lodo heterotrófico na ausência de oxigênio (desnitrificação via nitrito)

Observando a **Tabela 4.23**, percebe-se que a taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrito, para o sistema Bardenpho, foi maior quando utilizado material solúvel (acetato) como fonte material orgânica, semelhantemente à tendência obtida no ambiente aeróbio e no ambiente anóxico via nitrato, onde o sistema Bardenpho também apresentou maiores valores de TCO. Quando ocorreram as seguintes situações: adição de material particulado (amido) e determinação da TCO endógena com nitrito, os resultados foram também semelhantes aos obtidos em ambiente somente com nitrato, tanto para a TCO exógena como para a TCO endógena, percebendo-se que o sistema UCT apresentava melhores taxas que o sistema Bardenpho nessas condições.

Tabela 4.23: TCO equivalente de nitrito dos sistemas Bardenpho e UCT referentes aos materiais solúvel, particulado e TCO endógena.

Taxa de Consumo de Oxigênio Equivalente (mg/L/h) - Ambiente Anóxico (nitrito)						
	Solúvel		Particulado		Endógena	
	A	B	A	B	A	B
Média	30	16	5	7	2	3
Max	33	17	6	7	3	3
Min	28	14	5	6	2	3
DP	2	1	0,2	0,3	0,2	0,1
CV	0,07	0,09	0,04	0,05	0,10	0,03
AT	5	3	0,5	1	0,6	0,3

Dos resultados obtidos com os testes de desnitrificação via nitrito (**Tabela 4.23**), também se pode constatar que a taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrito, quando o substrato é solúvel, apresentou-se em torno de 60% em relação à taxa de consumo de oxigênio de nitrato, para o sistema Bardenpho, e 45% para o sistema UCT.

Quando o substrato é particulado houve uma inversão desse percentual (sofre uma inversão evite falar sentimentos para coisas), para o sistema Bardenpho apresenta-se em torno de 45% e para o sistema UCT em torno de 60%. Percebe-se que a configuração do sistema influencia de forma direta nos resultados, favorecendo a utilização mais rápida da DQO solúvel ou particulada (utilizando nitrito como aceptor) de acordo com o lodo gerado.

4.7 Constantes cinéticas

Nas **Tabelas 4.24a, 4.24b e 4.24c** estão apresentadas as taxas de utilização de oxigênio dissolvido (OD), e as taxas equivalentes a nitrito e nitrato, representadas em termos de $\text{mgO} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, calculadas para facilitar a discussão dos resultados dessa investigação, sendo X_a a massa de lodo ativo determinado através da respirometria, conforme descrito no **Capítulo 2, Seção 2.15 e Equação 2.14a e 2.14b**.

Para o substrato solúvel, essas taxas equivalentes, tanto as equivalentes a nitrato quanto a nitrito, foram maiores para o lodo gerado no sistema Bardenpho. O sistema UCT seguiu a tendência observada em outros testes semelhantes (anteriormente apresentados nesse Capítulo, **Seção 4.5 e 4.6**), demonstrando maior taxa para substratos lentamente biodegradáveis como o amido e o material celular endógeno.

Tabela 4.24a: Constantes cinéticas referente à TCO, por miligrama de sólidos ativos por dia, para os sistemas Bardenpho e UCT com substratos solúvel, particulado e fase endógena.

Oxigênio - mgO/mgX _a /d					
A X _a = 724 mg/L			B X _a = 788 mg/L		
Solúvel	Particulado	Endógena	Solúvel	Particulado	Endógena
1,69	0,36	0,33	1,13	0,52	0,37

Tabela 4.24b: Constantes cinéticas referente à TCO equivalente de nitrato, por miligrama de sólidos ativos por dia, para os sistemas Bardenpho e UCT com substratos solúvel, particulado e fase endógena.

Nitrato - mgO/mgX _a /d					
A X _a = 724 mg/L			B X _a = 788 mg/L		
Solúvel	Particulado	Endógena	Solúvel	Particulado	Endógena
1,69	0,36	0,33	1,10	0,55	0,37

Tabela 4.24c: Constantes cinéticas referente à TCO, por miligrama de sólidos ativos e por dia, para os sistemas Bardenpho e UCT com substratos solúvel, particulado e fase endógena.

Nitrito - mgO/mgX _a /d					
A X _a = 724 mg/L			B X _a = 788 mg/L		
Solúvel	Particulado	Endógena	Solúvel	Particulado	Endógena
0,99	0,17	0,07	0,49	0,21	0,09

Os valores das constantes de desnitrificação (**Tabela 4.25**) foram maiores para o sistema UCT (idade de lodo de 20 dias: $k_2 = 0,21$ e $k_3 = 0,13$ e idade de lodo de 15 dias: $k_2 = 0,19$; e $k_3 = 0,11$) do que para o sistema Bardenpho (idade de lodo de 20 dias = $k_2 (0,15)$; $k_3 (0,10)$ e idade de lodo de 15 dias = $k_2 (0,17)$; $k_3 (0,10)$).

Tabela 4.25: Constantes cinéticas de desnitrificação (k_2 e k_3) obtidas dos sistemas Bardenpho e UCT para as duas idades de lodo operadas (20 dias e 15 dias).

	Constantes Cinéticas de Desnitrificação mgN.mgX _a ⁻¹ .d ⁻¹			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	R _s = 20 dias	R _s = 15 dias	R _s = 20 dias	R _s = 15 dias
k₂	0,15	0,17	0,21	0,19
k₃	0,10	0,10	0,13	0,11

4.8 Capacidade de desnitrificação

A capacidade de desnitrificação de cada reator anóxico dos dois sistemas operados foi determinada através dos cálculos definidos no **Capítulo 3** e os resultados estão na **Tabela 4.28**.

Os valores constantes na **Tabela 4.26** demonstram que para o sistema Bardenpho a capacidade de desnitrificação do primeiro reator anóxico ($R1_a$) foi menor do que a capacidade observada no segundo reator desse sistema ($R2_a$), pois apesar do material solúvel estar mais facilmente acessível ao lodo em $R1_a$, provavelmente o volume do reator foi mais determinante do que o tipo de substrato disponível.

Quando se compara os dois sistemas percebe-se que para o segundo reator anóxico ($R2_a$ e $R2_b$), a maior capacidade observada é referente ao sistema UCT. Quando se analisa os reatores pós-D observa-se que praticamente a mesma capacidade é atingida nos dois sistemas.

Tabela 4.26: Capacidade de desnitrificação nos reatores R1 (D_{c1}), R2 (D_{c2}), R4 (D_{c4}) e, capacidade de desnitrificação completa (D_c) nos sistemas Bardenpho e UCT para as idades de lodo de 20 dias e de 15 dias.

	Capacidade de Desnitrificação (mgN/L)			
	Sistema Bardenpho		Sistema UCT	
	$R_s = 20$ dias	$R_s = 15$ dias	$R_s = 20$ dias	$R_s = 15$ dias
D_{c1}	13	14	-	-
D_{c2}	25	23	38	35
D_{c4}	11	12	10	12
D_c	49	49	48	47

4.9 Fatores de influência ao metabolismo heterotrófico aeróbio e anóxico

4.9.1 Efeito da Temperatura

Na **Tabela 4.27** estão apresentadas as temperaturas: mínima, abaixo da qual não ocorre resposta metabólica; temperatura ótima, por apresentar melhor resposta metabólica e; temperatura máxima, onde acima desse valor o metabolismo decaiu de forma significativa. Os valores apresentados na **Tabela 4.27** foram obtidos através de testes respirométricos (para as bactérias heterotróficas em ambiente aeróbio) e de testes específicos de desnitrificação (para as bactérias heterotróficas em ambiente anóxico) descritos no **Capítulo 3, Seção 3.3.6.3**.

Tabela 4.27: Temperaturas mínima, ótima e máxima, para as bactérias heterotróficas e heterotróficas desnitrificantes.

Tipo da Bactéria	T mínima (°C)	T ótima (°C)	T máxima (°C)
BH (heterotróficas)	16	38	46
BHD (heterotróficas desnitrificantes)	10 a 20	30 a 40	40 a 50

4.9.2 Efeito do pH

A **Tabela 4.28** contém os dados da TCO das bactérias heterotróficas na presença de oxigênio e TCO equivalente das bactérias heterotróficas na ausência de oxigênio e presença de nitrato sob condições de pH variadas de 3 a 11. Observando-se a **Tabela 4.28** verifica-se que para a faixa de pH de 3 a 4 não ocorre reação metabólica das bactérias. A partir do pH 5 a atividade metabólica aumenta gradativamente atingindo a máxima quando o pH = 8, sendo o intervalo entre pH 7 e 9 o ótimo, ou seja a melhor faixa de pH.

Observa-se ainda a **Tabela 4.28** vê-se que os resultados dos testes respirométricos utilizando-se oxigênio (TCO) e nitrato (TCO equivalente) como oxidantes são bastante próximos.

Tabela 4.28: Influência do pH, sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas (TCO) e heterotróficas desnitrificantes (TCO_{eq}).

TCO e TCO equivalente (mg/L/h)		
pH	TCO	TCO equivalente
3	0	0
4	0	0
5	4,88	5,23
6	10	10,3
7	15,7	13,99
8	25,3	23,59
9	18,4	16,7
10	3,8	4,1
11	0	0

4.9.3 Efeito do Oxigênio Dissolvido

Na **Tabela 4.29** encontram-se os valores de TCO equivalente (na presença de OD e nitrato). O lodo foi submetido durante os testes respirométricos a concentrações de OD de 0; 0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L, reguladas pelo respirômetro. Para cada concentração de OD testada, valores de TCO eram obtidos e a TCO_{eq} era determinada, através de análise de amostras do

lodo testada. Na **Tabela 4.29** verifica-se que quanto maior era a concentração de OD menor era a TCO_{eq} .

Na **Tabela 4.30** encontram-se os valores de TCO obtidos no teste de influência do OD sobre o metabolismo heterotrófico. E na **Figura 4.5** um respirograma representativo de um dos testes para a determinação da influência do OD sobre o metabolismo heterotrófico. Percebe-se que não há significativa influência de OD na faixa de concentrações testadas.

Tabela 4.29: TCO_{eq} por hora de exposição a diferentes concentrações de OD (0; 0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L), na presença de nitrato. E, valor percentual referente ao valor padrão máximo (0 mg/L de OD).

Taxa de consumo de oxigênio equivalente por hora		
TCO_{eq} (mg/L/h)	Concentração de OD (mg/L)	% do máximo
0	5	0
0,2	4	0,55
0,26	3	0,72
0,72	2	2,00
2,26	1	6,28
5,26	0,5	14,6
36	0	100

Ainda observando a **Tabela 4.29** vê-se que o percentual mínimo em relação ao valor padrão (em que a concentração de OD é nula) em que ainda existia alguma reação metabólica determinada em termos de TCO_{eq} foi de 0,55% (para concentração de OD de 4 mg/L), enquanto que o percentual máximo foi de 14,6% (referente a concentração de 0,5 mg/L), concentrações inferiores a 0,5 mg/L não foram testadas.

Tabela 4.30: TCO determinada em testes respirométricos pelo respirômetro Beluga S32c com variações das concentrações de OD (0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L).

TCO (mg/L/h)	Concentração de OD (mg/L)
37	5
35	4
38	3
39	2
39	1
37	0,5

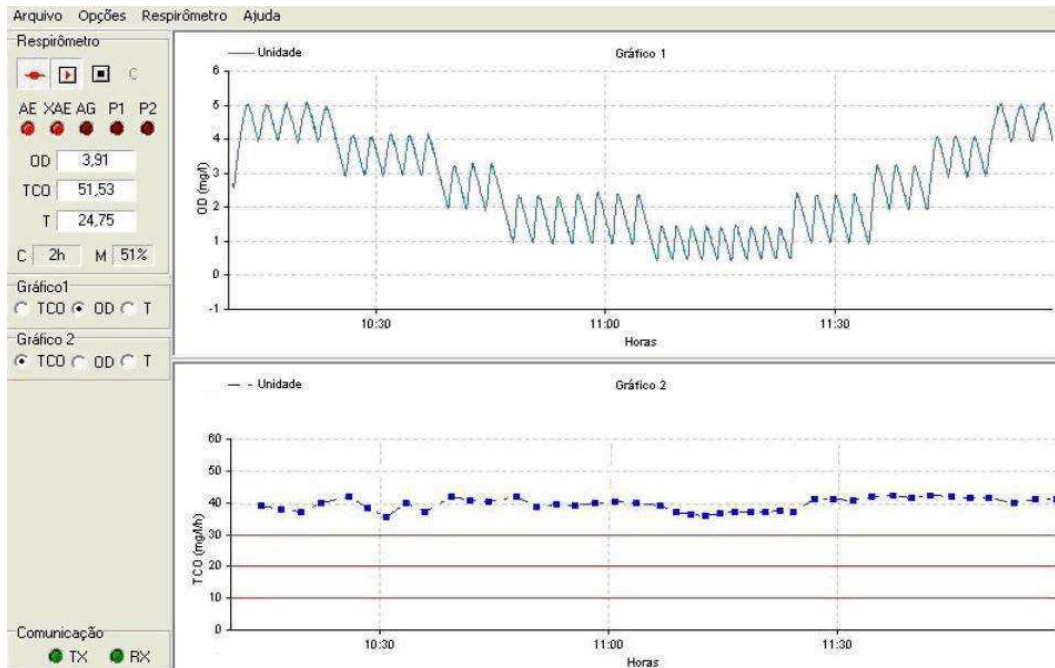


Figura 4.5: Respirograma da TCO_{max} de lodo heterotrófico sob diferentes faixas de concentrações de OD (0,5; 1; 2; 3; 4 e 5 mg/L).

CAPÍTULO 5

DISCUSSÃO

5.1 Desempenho dos sistemas experimentais

Na **Tabela 5.1** encontram-se os valores médios dos percentuais de remoção das principais variáveis estudadas nos sistemas Bardenpho e UCT para as duas idades de lodo estudadas e apresentam-se os valores médios dos coeficientes de variação (CV) obtidos a partir dos percentuais médios de remoção.

Tabela 5.1: Valores médios dos percentuais de remoção das principais variáveis estudadas.

		Bardenpho		UCT	
		R _s = 20	R _s = 15	R _s = 20	R _s = 15
DQO	Média	90	90	91	92
	CV	0,05	0,04	0,04	0,03
NTK	Média	95	97	96	97
	CV	0,03	0,01	0,02	0,01
Amônia	Média	97	99	97	99
	CV	0,03	0,01	0,03	0,01
Nitrato	Média	86	91	83	69
	CV	0,07	0,04	0,09	0,12
Nitrito	Média	39	19	66	11
	CV	0,84	1,70	0,43	2,64
Fósforo total	Média	64	49	74	39
	CV	0,27	0,31	0,27	0,35
Ortofosfato	Média	61	35	67	17
	CV	0,39	0,57	0,47	1,17

A partir da **Tabela 5.1** percebem-se bons percentuais na remoção de DQO, NTK e amônia, todos estes superiores a 90%, tanto para o sistema Bardenpho quanto para o sistema UCT para as duas idades de lodo operadas (20 e 15 dias). Esses excelentes percentuais de remoção indicam que os sistemas atingiram o desempenho esperado para sistemas de lodo ativado nas configurações operadas e com idade de lodo igual ou superior a 15 dias que

garante um maior tempo de retenção celular nos sistemas e maior estabilização das bactérias nitrificantes (van Haandel e Marais, 1999). O percentual de remoção constante pode ser comprovado pelos coeficientes de variação, que se apresentaram sempre inferiores a 5%.

A alcalinidade do esgoto foi suficiente para o processo de nitrificação (concentração média afluente superior a 300 mgCaCO₃/L). O pH manteve-se próximo à neutralidade, o que garantiu adaptação do lodo e manutenção das condições operacionais dos sistemas.

O sistema Bardenpho foi pouco mais eficiente que o sistema UCT quanto à desnitrificação. Esse fato pode ser justificado devido à percentagem de volume de reatores anóxicos no sistema Bardenpho (57%) ser superior à mesma fração no sistema UCT (45%), proporcionando assim um maior potencial de desnitrificação para o sistema Bardenpho em relação ao sistema UCT.

Considerando os coeficientes de variação (CV) contidos na **Tabela 5.1** percebe-se que não ocorreu substancial variação para as variáveis DQO (3% a 5%), NTK (1% a 3%), amônia (1% a 3%) e nitrato (4% a 12%), para os dois sistemas e as duas idades de lodo operadas, o que garante que houve manutenção das eficiências apresentadas para cada variável. Já para variável fósforo total (27% a 35%) e ortofosfato (39% a 117%) houve uma menor eficiência e maior variação dos percentuais de remoção, demonstrando instabilidade dos sistemas quanto à remoção dessas variáveis, que pode ser atribuída à baixa fração biodegradável solúvel do esgoto.

5.1.2 Sedimentabilidade

A sedimentabilidade do lodo nos dois sistemas sempre foi muito boa como mostra a **Tabela 5.2**. Nesta Tabela observam-se nas colunas 2, 3 e 4 os valores de k e v_0 que caracterizam sedimentabilidade boa, regular ou ruim para lodo ativado segundo van Haandel e Marais (1999). Na mesma tabela também se encontram os valores das constantes observadas experimentalmente para os dois sistemas operados e para as duas idades de lodo (colunas 5, 6, 7 e 8).

Pode-se notar que em todos os casos a sedimentabilidade dos lodos pode ser qualificada como boa ou mesmo excelente, tendo-se em vista que as constantes tinham valores melhores que aquelas que qualificam sedimentabilidade boa.

Tabela 5.2: Constantes de sedimentabilidade segundo van Haandel e Marais (1999) e as obtidas experimentalmente para os sistemas operados.

Parâmetro	V. Haandel e Marais (1999)			Bardenpho		UCT	
	Bom	Regular	Ruim	R _s =15	R _s =20	R _s =15	R _s =20
k (L/g)	0,31	0,36	0,46	0,25	0,28	0,27	0,29
v _o (m/h)	11	9,5	6	14	14	26	27

5.2 Testes respirométricos

5.2.1 Frações biodegradáveis do esgoto

A **Figura 5.1** mostra a composição do material orgânico do esgoto nesta investigação experimental (determinada através de testes respirométricos nesta pesquisa). Comparado aos resultados da **Tabela 5.3** (fracionamento da matéria orgânica, obtida por diferentes pesquisadores), pode se notar que para as frações do material orgânico afluyente (biodegradáveis e não biodegradáveis) houve boa aproximação nos dados. A exceção é a fração biodegradável solúvel obtida nesta pesquisa (13%) que é muito menor que a obtida em pesquisas anteriores em (torno de 25%) como pode ser observado na **Tabela 5.3**.

Essa baixa percentagem de f_{bs} , aparentemente limitou a capacidade do lodo prevista em projeto, principalmente para a remoção de fósforo, visto que havia reduzida concentração de matéria orgânica disponibilizada para a biodesfosfatação, pois nesse processo, apenas material solúvel e biodegradável (f_{bs}) é utilizado pelas bactérias poli-P (removedoras de fósforo) para execução da remoção de fósforo.

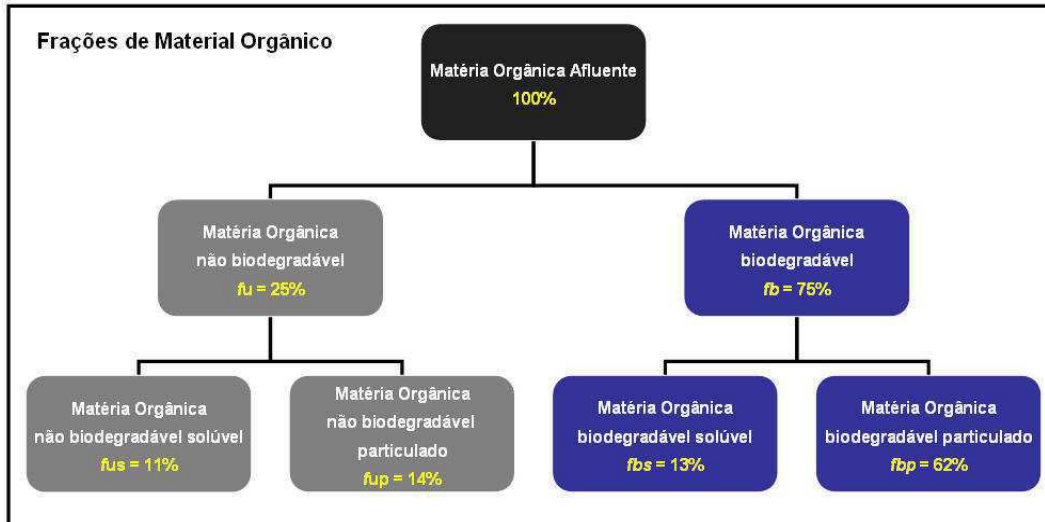


Figura 5.1: Fluxograma referente às frações de material orgânico, determinadas a partir de testes com o esgoto de Campina Grande.

Tabela 5.3: Valores médios das frações de material orgânico obtidos em estudos realizados em Campina Grande e na cidade do Cabo.

Água Residuária	f_b	f_{bs}	f_{bp}	f_u	f_{us}	f_{up}	Referência
Campina Grande	0,80	0,27	0,53	0,20	0,15	0,05	SILVA FILHO 2003
Campina Grande	0,88	0,25	0,63	0,12	0,07	0,05	COURA DIAS et al 1982
Cidade do Cabo (África do Sul)	0,75	0,25	0,58	0,21	0,09	0,12	MARAIS E EKAMA 1976

O principal objetivo da determinação das frações biodegradáveis do esgoto foi para efeito de cálculos de D_c em função de f_{bs} (**Equação 3.26** do **Capítulo 3**).

Isto porque em alguns momentos não foi possível determinar D_c através dos dados de nitrato em $R2_a$ devido a sua concentração apresentar-se muito baixa, em outras palavras, a capacidade de desnitrificação, como potencial de desnitrificação, não podia ser determinada de forma confiável igualando as **Equações 3.26** e **3.27** do **Capítulo 3**, pois dessa maneira se estaria subestimando o potencial de desnitrificação.

De toda forma, mesmo com a determinação de f_{bs} mostram-se mais confiáveis os dados referentes aos dias em que havia nitrato em $R2_a$, ficando o valor definido para f_{bs} como referência para cálculos.

5.2.2 Metabolismo heterotrófico em ambiente aeróbio

Os valores de TCO_{exo} e TCO_{end} que caracterizam o metabolismo heterotrófico em ambiente aeróbio, apresentaram-se diferentes para os dois sistemas operados (**Tabela 5.4**). Os dados foram compatíveis com os observados em trabalhos anteriores tratando o esgoto de Campina Grande com substrato solúvel através de sistemas de lodo ativado (**Tabela 5.5**). A relação $TCO_{exo}/TCO_{end} = 51/10 = 5,1$ e $37/12 = 3,1$ para acetato de sódio usado em testes respirométricos, indica que o lodo era de boa qualidade biológica (alta capacidade metabólica).

Tabela 5.4: Valores médios da TCO_{exo} com substrato solúvel e TCO_{end} para os sistemas estudados.

Taxa de Consumo de Oxigênio (mg/L/h) - Ambiente Aeróbio			
Exógena		Endógena	
Bardenpho	UCT	Bardenpho	UCT
51	37	10	12

Tabela 5.5: Valores médios da TCO_{exo} com substrato solúvel e TCO_{end} para sistemas de lodo ativado de diferentes referências.

TCO_{exo} (mg/L/h)	TCO_{end} (mg/L/h)	Referência
49	20	PORTO 2007
48	11	COSTA 2002
43	16	RODRIGUES 2005

5.3 Testes de desnitrificação

5.3.1 Metabolismo heterotrófico em ambiente anóxico (desnitrificação via nitrato)

Os valores de TCO_{eq} exógena e TCO_{eq} endógena que caracterizam o metabolismo heterotrófico em ambiente anóxico, analisado através do processo de desnitrificação via nitrato, apresentaram-se diferentes para cada sistema (**Figura 5.2**), indicando assim, que dependendo da configuração, o sistema de lodo ativado promove o crescimento de um lodo característico às condições de operação.

Tanto no sistema Bardenpho e como no UCT a taxas de consumo de oxigênio equivalente (calculado da taxa de desnitrificação) era praticamente idêntica aos valores das TCOs correspondentes em ambiente aeróbio. Essa ocorrência repetiu-se para os testes utilizando os dois substratos definidos na pesquisa (**Figuras 5.2 e 5.3**): acetato de sódio e amido comercial, e também para a situação em que não era adicionado substrato (fase endógena). Isto é, não importando o substrato, nem a configuração do sistema de lodo ativado, as taxas de consumo de oxigênio e taxas de consumo de oxigênio equivalente se igualam. Esses resultados indicam que a eficiência na remoção de material orgânico de qualquer sistema de lodo ativado é a mesma tanto sob condições anóxicas ou aeróbias.

5.3.2 Metabolismo heterotrófico em ambiente anóxico (desnitrificação via nitrito)

Comparou-se a taxa de oxidação de material orgânico com oxidantes diferentes: oxigênio, nitrato e nitrito. Calculou-se a taxa consumo de oxigênio ou equivalente no caso de nitrato e nitrito para três condições diferentes: (1) substrato solúvel (acetato) (2) substrato particulado (amido) e (3) sem substrato. Em todos os casos a TCO e a TCO_{eq} de nitrato eram praticamente idênticas como mostram as **Figuras 5.2 e 5.3**.

Constatou-se que sempre a TCO_{eq} era muito menor quando se usava nitrito como oxidante, observando-se uma taxa de oxidação de 60 % ou menos que a taxa observada com nitrato ou oxigênio. Conclui-se que a oxidação dos substratos e a respiração endógena era muito mais lenta no caso do oxidante ser nitrito.

Todavia como no caso de nitrito se há transferência de 3 elétrons enquanto que no caso de nitrato há 5 por átomo N. a taxa mais baixa de oxidação pelo nitrito compensa parcialmente a menor capacidade oxidativa do material comparado com o nitrato. Dessa maneira quando se analisa os dados de desnitrificação via nitrito, em termos de nitrito removido por hora, verifica-se esta taxa se aproxima da taxa de remoção de nitrato em condições comparáveis.

Os dados correspondentes podem ser confirmados através da reversão da determinação das taxas de consumo de oxigênio equivalente para nitrito ou nitrato (**Tabela 4.22 e 4.23 do Capítulo 4, Seção 4.10**), sendo necessária a divisão do valor da taxa média obtida pelas constantes 2,86 (para nitrato) e 1,71 (para nitrito) como se mostra na **Tabela 5.6**.

Estas considerações levam a uma importante conclusão: os sistemas modernos de remoção de nitrogênio se destinaram a ter nitrificação somente até nitrito, pressupondo que seria mais rápido remover nitrito que nitrato porque precisa transferir menos elétrons.

Todavia esta pesquisa indica que a taxa de oxidação com nitrito é mais lenta que a taxa com nitrato e por esta razão a taxa de remoção no caso de nitrito não é mais alta do que no caso de nitrato. Por outro lado permanece válido que a nitrificação para nitrito consumo menos oxigênio que a nitrificação para nitrato e na desnitrificação a demanda de material orgânico também é menor.

Tabela 5.6: Taxa de consumo de nitrogênio como nitrato e nitrito para material solúvel, particulado e em fase endógena dos sistemas Bardenpho e UCT.

Taxa de Consumo de Nitrogênio (mg/L/h) - Ambiente Anóxico						
	Solúvel		Particulado		Endógena	
	Bardenpho	UCT	Bardenpho	UCT	Bardenpho	UCT
NITRATO	18	13	4	6	3	4
	Solúvel		Particulado		Endógena	
	Bardenpho	UCT	Bardenpho	UCT	Bardenpho	UCT
NITRITO	18	9	3	4	1	2

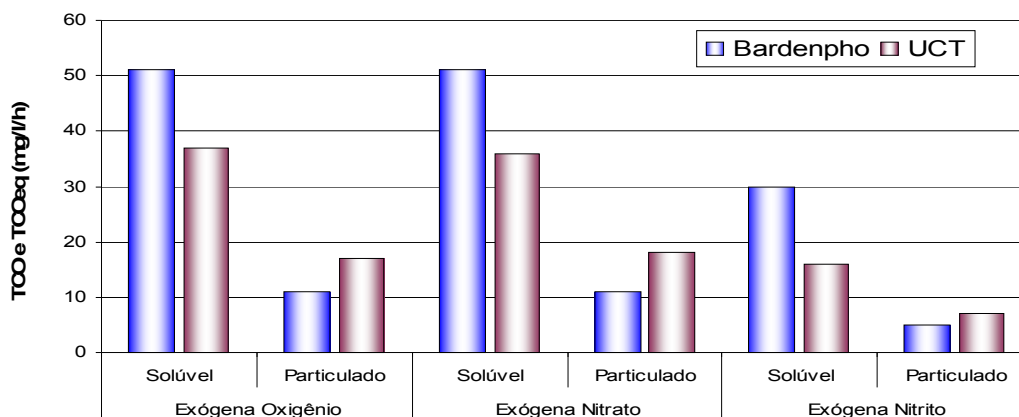


Figura 5.2: TCO exógena e TCO_{eq} exógena de nitrato e nitrito com substratos solúvel e particulado referentes aos sistemas operados.

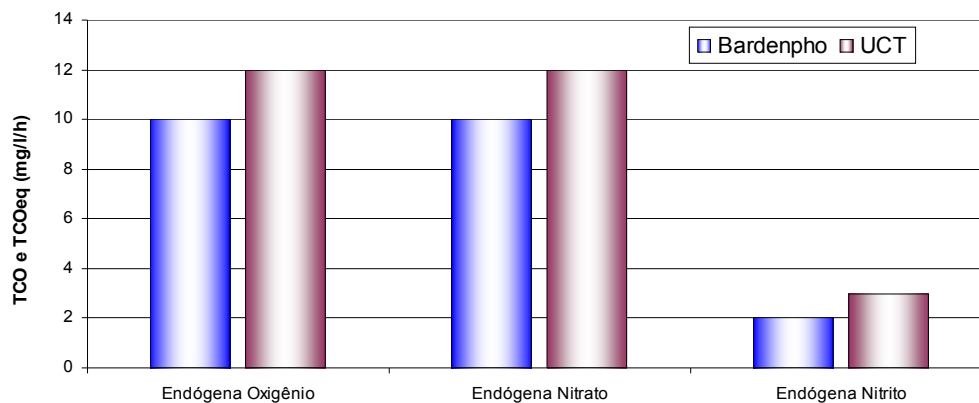


Figura 5.3: TCO endógena e TCO_{eq} endógena de nitrato e nitrito com substratos solúvel e particulado referentes aos sistemas operados.

5.4 Constantes cinéticas

Como visto no **Capítulo 4, Seção 4.7**, das constantes cinéticas avaliadas (em termos de $\text{mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$) percebe-se que a taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrato foi maior para o sistema Bardenpho ($1,69 \text{ mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$) que para o sistema UCT ($1,1 \text{ mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$) para material solúvel.

Quanto ao material particulado e fase endógena, a maior relação foi para o sistema UCT ($0,55 \text{ mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$ e $0,36 \text{ mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$) que para o sistema Bardenpho ($0,35 \text{ mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$ e $0,33 \text{ mgO}/\text{mgX}_a/\text{d}$).

Em uma pesquisa realizada por Iamamoto (2006), os dados obtidos foram representados em termos de $\text{gN}/\text{gSSV}/\text{d}$ que é mais abrangente que a forma anteriormente expressa, visto que, os sólidos suspensos voláteis não só contêm lodo ativo como também material orgânico de outra natureza (lodo inerte - X_i e resíduo endógeno - X_e). Comparando-se os resultados deste trabalho aos de Iamamoto (2006), em função de SSV, vê-se que quando usado substratos solúvel as taxas de desnitrificação via nitrato expressas em termos de $\text{gN}/\text{gSSV}/\text{d}$, são bastante próximas: $0,18 \text{ gN}/\text{gSSV}/\text{d}$ (Iamamoto, 2006) e $0,2 \text{ gN}/\text{gSSV}/\text{d}$ (este trabalho). Já para o substrato particulado amido, os resultados foram bastante distintos $0,22 \text{ gN}/\text{gSSV}/\text{d}$ (Iamamoto, 2006) e $0,04 \text{ gN}/\text{gSSV}/\text{d}$

(este trabalho). Aparentemente lamamoto usou amido parcialmente solúvel, tanto é que a constante de desnitrificação com amido (0,22) era maior que a de acetato (0,2).

Por outro lado, quando o acceptor era nitrito os resultados obtidos neste trabalho foram diferentes daquele obtido por lamamoto *et al.* (2006): 0,43 gN/gSSV/d para solúvel e 0,28 gN/gSSV/d para amido e nos testes de desnitrificação via nitrito desta pesquisa os resultados foram os mesmos obtidos para nitrato 0,2 gN/gSSV/d para material solúvel e 0,04 gN/gSSV/d (material particulado).

A determinação das constantes cinéticas da desnitrificação em $\text{mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ foi realizada conforme cálculos anteriormente descritos (**Capítulo 3, Seção 3.3.8**). De acordo com a **Tabela 4.31 do Capítulo 4**, verifica-se que a constante k_2 foi maior que a constante k_3 para os dois sistemas. Esse é um resultado bastante previsível, visto que a constante de desnitrificação k é determinada pela utilização de substrato particulado que está presente em maior concentração no reator pré-D (com constante k_2) que no reator pós-D (com constante k_3).

Os valores dessas constantes foram maiores para o sistema UCT (20 dias = k_2 (0,21); k_3 (0,13) e 15 dias = k_2 (0,19); k_3 (0,11)) do que para o sistema Bardenpho (20 dias = k_2 (0,15); k_3 (0,10) e 15 dias = k_2 (0,17); k_3 (0,10)). Essa tendência foi verificada também nos testes específicos de desnitrificação via nitrato e nitrito em que o sistema UCT apresentou-se melhor que o sistema Bardenpho para a biodegradação de material particulado provavelmente devido a fatores relacionados à configuração dos sistemas.

5.5 Capacidade de desnitrificação

A capacidade de desnitrificação mostrou-se pouco maior para o sistema Bardenpho quando comparado ao sistema UCT para as duas idades de lodo avaliadas (**Tabela 4.32 da Seção 4.16 do Capítulo 4**). O sistema Bardenpho continha 3 reatores anóxicos enquanto o sistema UCT apenas 2, todavia pesquisadores acreditam que o lodo poli-P gerado sob as condições da configuração do sistema UCT são capazes de promover a desnitrificação, o que justifica que as capacidades foram próximas mesmo tendo o sistema

Bardenpho um reator anóxico a mais que o sistema UCT (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE).

O primeiro reator do sistema Bardenpho (R1_a) apresentou capacidade de desnitrificação inferior ao segundo (R2_a) e superior ao quarto (R4_a). Essa tendência repetiu-se para as duas idades de lodo operadas, isto porque o primeiro reator (R1_a) apesar de receber o esgoto bruto e as recirculações do reator aerado (R3_a) e do decantador, era menor em volume (27 L) enquanto o reator R2_a tinha 65 L de capacidade.

Referente à diferença observada entre R1_a e R2_a com R4_a (41 L), o que determinou a melhor capacidade de desnitrificação em R1_a e R2_a não foi o volume do reator (27 L e 65 L respectivamente) e sim a escassez de material orgânico já que R4 era o último reator da sequência e, por esse motivo, apresentava-se quase em fase endógena.

Essa mesma tendência (maior capacidade de desnitrificação para o segundo reator que o quarto) foi observada para o sistema UCT nas duas idades de lodo operadas, apesar de R2_b ter maior volume (65 L) que R4_b (41L) não acredita-se que este fator tenha sido de maior relevância para a definição de que R2_b tivesse maior capacidade de desnitrificação, mas avalia-se que a escassez de material orgânico prontamente disponível para a biomassa tenha sido a causa determinante.

Nas **Tabelas 5.7 e 5.8** estão apresentados os valores médios de D_c dos sistemas Bardenpho e UCT (idade de lodo de 20 e 15 dias). O fluxo total desnitrificado também se encontra nessas tabelas para cada idade de lodo operada, respectivamente 20 e 15 dias.

Tabela 5.7: Capacidade de desnitrificação dos sistemas operados e fluxo total de nitrato desnitrificado em cada reator desses sistemas. R_s = 20 dias.

Rs = 20 dias	Bardenpho				UCT		
	R1 _a	R2 _a	R4 _a	Total	R2 _b	R4 _b	Total
D _c (mg/L afl.)	13	25	11	49	38	10	48
(Q * D _c)/V (mg/d)	144	115	80	-	175	73	-

Tabela 5.8: Capacidade de desnitrificação dos sistemas operados e fluxo total de nitrato desnitrificado em cada reator desses sistemas. R_s = 15 dias.

Bardenpho	UCT
-----------	-----

Rs = 15 dias	R1 _a	R2 _a	R4 _a	Total	R2 _b	R4 _b	Total
D _c (mg/L afl.)	14	23	12	49	35	12	47
(Q * D _c)/V (mg/d)	156	106	88	-	162	88	-

5.6 Fatores de influência do metabolismo aeróbio e anóxico

5.6.1 Temperatura

Quanto aos resultados referentes aos fatores que influenciam a taxa metabólica dos microrganismos heterotróficos tanto em ambiente aeróbio quanto em ambiente anóxico, ocorreu semelhança nos dados obtidos para temperatura e pH quando comparadas às taxas em cada uma dessas situações (**Tabelas 4.28 e 4.29 do Capítulo 4, Seções 4.14.1 e 4.14.2**).

A temperatura ótima (maior taxa metabólica do lodo) em ambiente aeróbio foi de 38°C, a menor determinada foi de 16°C e a máxima de 46°C. Dentro do intervalo de temperatura observada ocorreu atividade metabólica exógena (16°C a 46°C), observa-se que a temperatura ótima (38°C) está mais próxima da máxima que da mínima, o que também foi observado por Pelczar *et al.*, (1997).

Já nos testes de desnitrificação em que se variava a temperatura, a melhor faixa de temperatura foi de 30°C a 40°C, a menor de 10°C a 20°C e a máxima de 40°C a 50°C.

Analisando-se os resultados das situações relativas aos ambientes, (aeróbio e anóxico), vê-se que os valores de TCO definidos de forma bastante precisa pelo respirômetro Beluga S32c, na presença de oxigênio, encontrou-se dentro da faixa obtida nos testes de desnitrificação. E com isso, percebe-se que não somente as taxas de consumo de oxigênio apresentadas nas **Seções 5.8 e 5.9** estiveram próximas, como também a influência que a temperatura exerce sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas, fato este que sinaliza boas chances de que essas bactérias heterotróficas sejam predominantemente desnitrificantes.

A **Figura 5.4** apresenta a curva da TCO exógena em função da temperatura (variação de 10°C a 50°C em 1°C a cada 15 min) para as bactérias heterotróficas enquanto a **Figura 5.5** apresenta essa curva para as bactérias

heterotróficas desnitrificantes comparada às temperaturas que coincidiram com os testes aeróbios (10°C, 20°C, 30°C, 40°C e 50°C) para uma melhor visualização.

Observa-se na **Figura 5.4** que um crescimento não muito acelerado aconteceu nos primeiros momentos, em seguida um crescimento maior definiu um ponto máximo de valor de temperatura que se manteve praticamente igual de 35°C a 38°C, em 40°C percebe-se uma considerável queda que se mantém até chegar à zero de TCO, em 47°C.

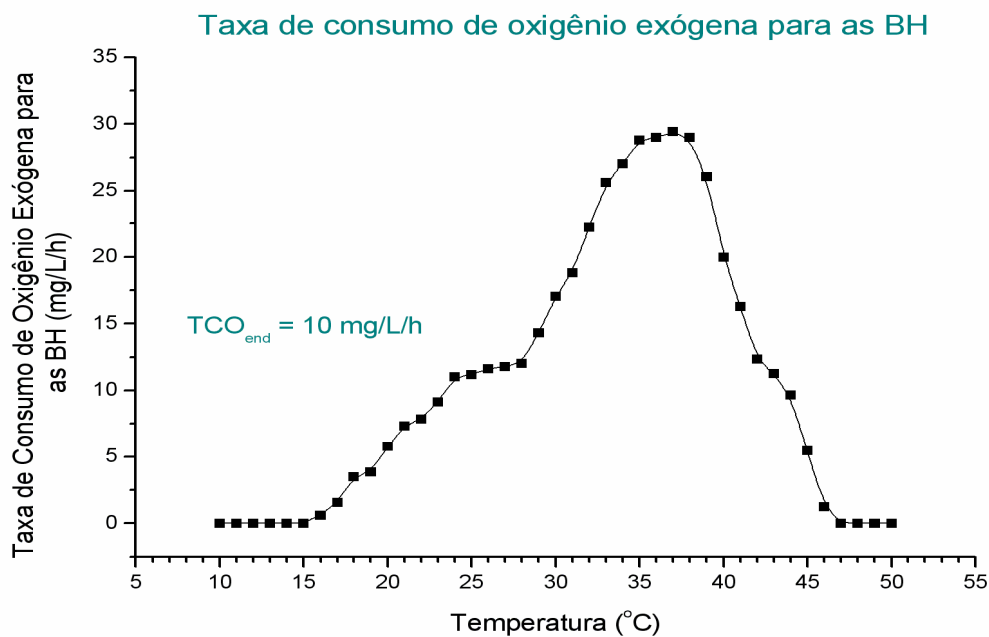


Figura 5.4: Gráfico da TCO exógena para as bactérias heterotróficas mantidas em ambiente aeróbio e com temperatura variando de 10°C a 50°C.

Observando a **Figura 5.5** vê-se que o crescimento mais significativo aconteceu a 30°C. Percebe-se que até 20°C as TCO e TCO_{eq} estiveram aproximadamente em 5 mg/L/h e praticamente dobraram com o dobro da temperatura. A partir de 40°C essas taxas decresceram e quando se estabeleceu uma temperatura de 50°C, não se observa mais reação metabólica.

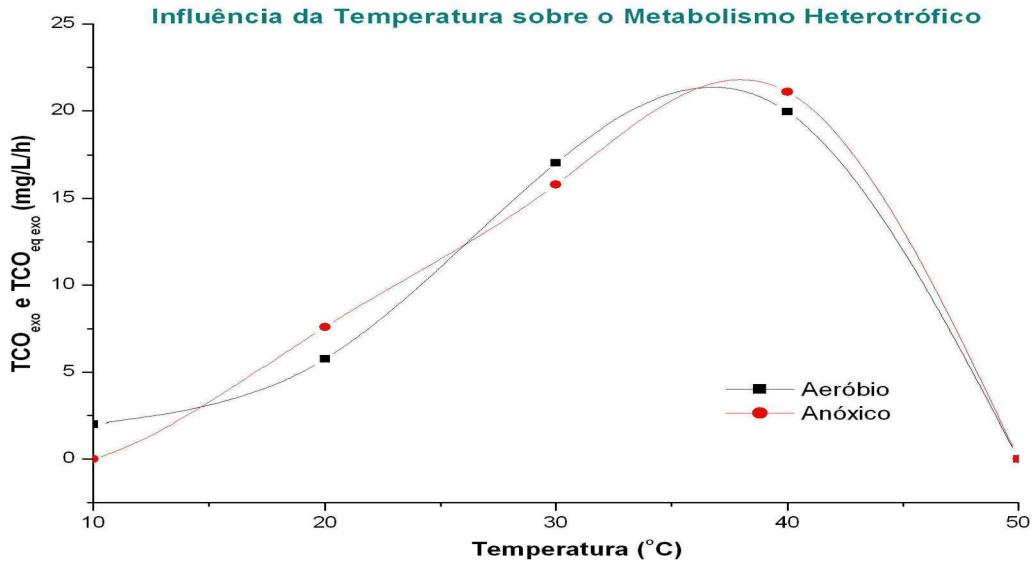


Figura 5.5: Gráfico comparativo da TCO e TCO_{eq} das bactérias heterotróficas quando submetidas a temperaturas que variaram de 10°C a 50°C com intervalos de 10°C.

5.6.2 pH

Avaliando os valores das taxas de consumo de oxigênio e taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrato, obtidas para pH, percebe-se que o melhor pH para os testes em ambiente aeróbio foi de 8, tendo sido determinados os limites mínimo de 5 e máximo de 10 em que ainda ocorria atividade metabólica.

Para ambiente anóxico, os valores de pH foram os mesmos, tendo como único diferencial os valores de TCO que, para ambiente aeróbio foi de 25 mg/L (pH 8 = ótimo), 4,9 mg/L (pH 5 = mínimo) e 3,8 mg/L (pH 10 = máximo) e para ambiente anóxico, 23 mg/L (pH 8 = ótimo), 5,2 mg/L (pH 5 = mínimo) e 4,1mg/L (pH 10 = máximo) ambos utilizando lodo do sistema UCT, já que o objetivo desse teste era o de verificar a influência do pH no metabolismo em geral de lodo heterotrófico gerado em sistemas de lodo ativado e não o de comparar essa influência de acordo com o sistema.

Na **Figura 5.6** encontram-se duas curvas: uma relativa à TCO e outra à TCO equivalente de nitrato. Observa-se uma mesma tendência do traçado das duas curvas para todos os valores de pH.

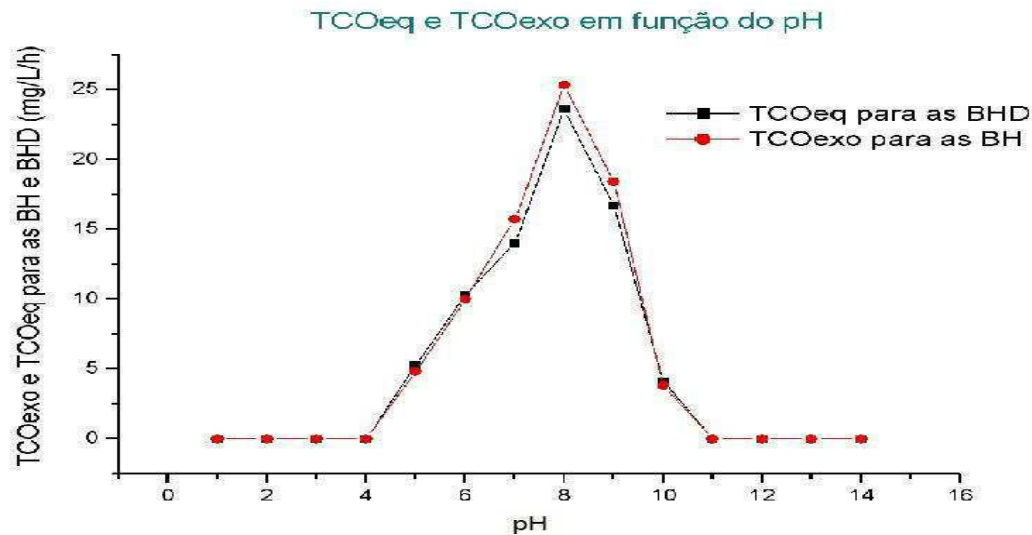


Figura 5.6: Gráfico da taxa de consumo de oxigênio e da taxa de consumo de oxigênio equivalente em função do pH.

5.6.3 OD

Quanto à influência da concentração de OD mantida durante o teste respirométrico (**Figura 5.7**) o percentual referente à TCO máxima (quando o OD era nulo) reduziu para 15% em relação ao máximo quando o OD era 0,5 mg/L; 6,3% do total quando o OD era 1,0 mg/L; 2,0% do total quando o OD era 2,0 mg/L; 0,72% do total quando o OD era 3,0 mg/L e 0,55% do total quando o OD era 4 mg/L. Acima de 4 mg/L de OD não houve nenhuma resposta metabólica (**Figura 5.7**).

Metcalf e Eddy (2003) afirmam que há uma relação de 50% entre a TCO obtida quando o OD é zero e a TCO quando o OD é 0,1 mg/L; essa relação decresce para 33% quando o OD passa a ser 0,2 mg/L, e decresce ainda a 17% quando o OD é 0,5 mg/L.

Ao se comparar os resultados obtidos nos testes de influência de OD e os dados apresentados em Metcalf e Eddy (2003) percebe-se que houve uma semelhança para os percentuais com OD de 0,5 mg/L, todavia os outros valores obtidos só podem ser avaliados de forma geral devido às concentrações de OD serem diferentes.

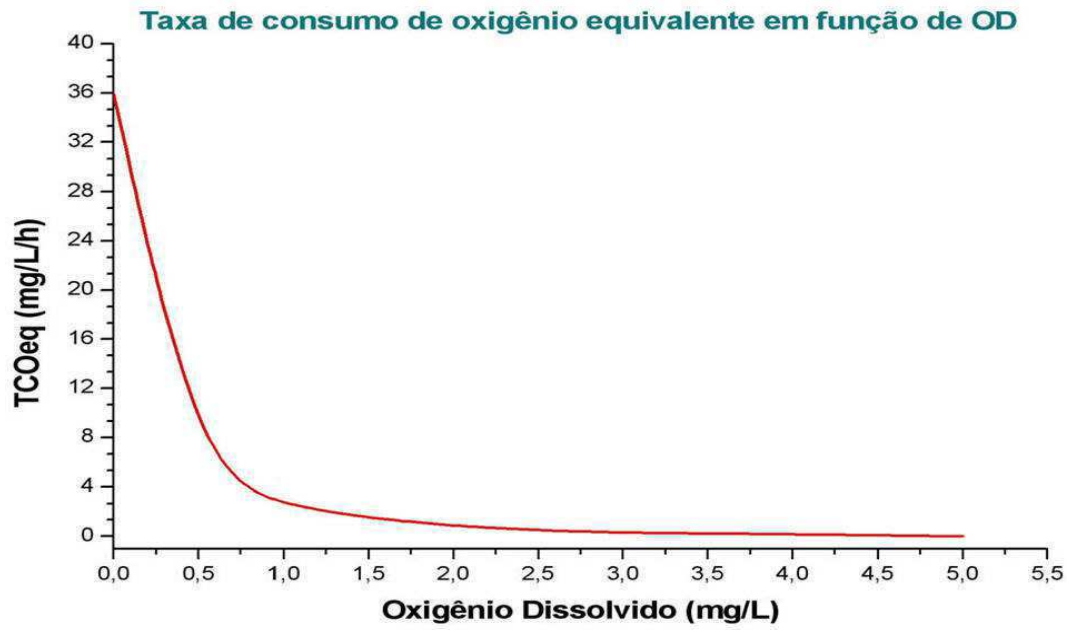


Figura 5.7: Gráfico do perfil obtido de dados de TCO equivalente de nitrato sob diferentes concentrações de OD.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES

- A utilização do modelo simplificado da teoria de lodo ativado, descrito por van Haandel e Marais (1999) para a determinação de constantes cinéticas de lodo heterotrófico desnitrificante e demais heterotróficos demonstrou ser bastante adequada, pois houve uma boa aproximação dos dados experimentais com os calculados segundo o modelo.
- Quanto ao desempenho dos sistemas operados em escala piloto e alimentados com esgoto da cidade de Campina Grande (Bardenpho e UCT) concluiu-se que ambos os sistemas apresentaram semelhante e excelente eficiência na remoção das variáveis NTK e amônia. O sistema UCT foi um pouco mais eficiente na remoção de DQO que o sistema Bardenpho, tendo apresentado ambos os sistemas eficiência acima de 90%. A remoção de fósforo foi inconstante nos dois sistemas e nas duas idades de lodo operadas, com maior eficiência para sistema UCT na idade de lodo de 20 dias (74%). A sedimentabilidade dos lodos gerados nos dois sistemas pode ser qualificada como boa ou mesmo excelente.
- A partir da comparação da taxa de utilização da matéria orgânica em ambiente aeróbio e em ambiente anóxico conclui-se que as taxas de consumo de oxigênio e de consumo de oxigênio equivalente foram semelhantes quando utilizados substratos solúvel e particulado, como também, na ausência de substrato (endogenia), não importando se a origem do lodo foi do sistema Bardenpho ou UCT.

- Ao se comparar a taxa de desnitrificação via nitrito e via nitrato de cada sistema operado, utilizando-se substrato solúvel e particulado como doador de elétrons, verificou-se que:

- a taxa de consumo de oxigênio equivalente de nitrito, quando o substrato é solúvel, ficou em torno de 60% em relação à taxa de consumo de oxigênio de nitrato, para o sistema Bardenpho, e 45% para o sistema UCT.

- Quando o substrato é particulado esse percentual é invertido, para o sistema Bardenpho esteve em torno de 45% e para o sistema UCT em torno de 60%. Utilizando-se qualquer substrato, a desnitrificação via nitrito apresentou TCO_{eq} inferior a de nitrato para ambos os sistemas operados.

- Tanto com o oxidante nitrito quanto com o nitrato, a taxa de utilização de nitrogênio em equivalente de oxigênio ($mgO \cdot mgX_a^{-1} \cdot d^{-1}$) foram maiores para o sistema Bardenpho quando o substrato era solúvel e maiores para o sistema UCT quando o substrato era particulado ou em fase endógena.

- Os valores das constantes de desnitrificação (k_2 e k_3) foram maiores para o sistema UCT do que para o sistema Bardenpho nas duas idades de lodo operadas.

- A capacidade de desnitrificação do sistema Bardenpho e do sistema UCT para idade de lodo de 20 dias e de 15 dias foi pouco maior para o sistema Bardenpho: 49 para 20 dias e 49 para 15 dias, que para o sistema UCT: 48 para 20 dias e 47 para 15 dias. Recomenda-se o sistema UCT em relação ao sistema Bardenpho quando se pretende obter além de boa nitrificação e desnitrificação, a remoção de fósforo.

- Com a verificação da influência dos fatores ambientais, especificadamente pH, temperatura e OD, sobre a remoção de matéria orgânica em ambiente aeróbio e anóxico, confirmou-se que:

- para ambiente aeróbio: houve atividade metabólica do lodo heterotrófico na faixa de temperatura entre 16°C e 46°C tendo sido temperatura ótima (melhor taxa metabólica do lodo), 38°C.

- para ambiente anóxico: a melhor faixa de temperatura foi de 30°C a 40°C, não ocorrendo atividade metabólica do lodo heterotrófico fora da faixa de 10°C a 50°C.

- os valores de pH foram os mesmos para ambiente aeróbio e anóxico, tendo sido ótimo o pH 8, não ocorrendo atividade metabólica do lodo heterotrófico fora da faixa de pH 5 a pH 10.

- em ambiente aeróbio não há considerável influência da concentração de OD sobre o metabolismo heterotrófico.

- em ambiente predominantemente anóxico, na presença de concentrações mínimas de OD, a atividade metabólica do lodo heterotrófico reduz para 15% do total (OD nulo), quando o OD era 0,5 mg/L; 6% do total quando o OD era 1,0 mg/L; 2% do total quando o OD era 2,0 mg/L; 0,7% do total quando o OD era 3,0 mg/L e 0,5% do total quando o OD era 4 mg/L. Acima de 4 mg/L de OD não houve nenhuma resposta metabólica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

_____. **Manual de saneamento** (2006). 3. ed. rev. Brasília: FUNASA, 374p.

ABELING, U.; SEYFRIED, C. F. (1992). **Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater. Nitrogen removal via nitrite.** Water Science and Technology, Londres, v. 26, n. 5- 6, p. 1007 - 1015.

AESoy, A.; ODEGAARD, H. (1994). **Nitrogen Removal Efficiency and Capacity in Biofilms with Biologically Hydrolysed Sludge as a Carbon Source.** Wat. Sci Tech., 30(6): 63-71.

APHA, AWWA, WEF (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** Washington, DC, 20th Ed.

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.

BARNES, D. e BLISS, P. J (1983). **Biological control of nitrogen in wastewater treatment.** E. & F. N. Spon, New York, New York.

BERNET, N., DELGENES, J., STEYER, J-P., MOLETTA, R. (1997). **Combined organic carbon and nitrogen removal from piggery wastewater using anaerobic and aerobic SRB**. In: 8th International Conference on Anaerobic Digestion, 25-29. Sendai, v. 3, p. 224-247.

BITTON, G. (1994). **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss Pub., New York.

BRASIL (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - **Resolução Nº357 de 17 de março de 2005, Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território nacional**. Diário Oficial da União, Brasília Seção 1, pp. 58-63.

BUCHAUER, K. A. (1998). **A Comparison of two simple titration procedure to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment process**. Water S. A., v 24, nº 1, p. 49-56.

CARVALHO, A. R., OLIVEIRA, M. V. C (1997). **Princípios básicos do saneamento do meio**. São Paulo: SENAC.

CARRERA, J. *et al.*, (2004). **Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater**. Process biochemistry. V.39, n12, p.2035-2041.

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

ÇEÇEN, F.; GÖNENÇ, I. (1995). **Criteria for nitrification and denitrification of high-strength wastes in two up flow submerged filters**. Water environment research. v.67, n.2, p.132-142.

CHOI, E.; YAN, Z.; CHUNG, T. (2004). **Strong nitrogenous and agro-wastewater: current technological overview and future direction**. Water Science Technology, Oxford, v.49, n.5-6, p.1-5.

COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G (1999). **Advanced Biological Treatment and Nutrients Control - Simultaneous nitrification-denitrification processes in activated sludge plants performance and applicability**. Journal: Water Science and Technology, ISSN: 0273-1223, Vol: 40, p. 187-195.

COSTA, A. G. (2002). **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativo**. Dissertação de Mestrado. 84 p. Campina Grande-PB: UFCG.

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

COURA, M. A (2002). **Comportamento do sistema anaeróbio-aeróbio com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo e o sistema de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico na região tropical**. Tese de Doutorado. 220 p. Campina Grande-PB: UFCG.

DERKS, Y. M (2007). **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. 103 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

DURO J. O. (1974). **Storm Water Management Study: Northeast Branch, Northwest Branch, Anacostia River Basin**. Maryland National Capital Park and Planning Commission.

ECKENFELDER, W. W. (1992). **Activated sludge process design and control: Theory and practice**. Water Quality Management Library, Vol. 1.

EPA - Environmental Protection Agency (1999). Method 3015A, **Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts**. CD-ROM. Washington, DC: EPA.

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

GUJER, W.; HENZE, M., MINO, T., e VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2000). **Activated Sludge Model No. 3**. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 9, pp 101-121 IWA, London.

HEIDE, B. A. (1975). **Aerobe en verdergaande zuivering van afvalwaterin zeer laagbelaste actief slib systemen**, dell II rapport a 77 inst voor milieuhygiene en gezondheidstechniek tno delft. (em holandes).

HEIDMAM, J. A. (1979). **Sequential nitrification-denitrication in a plug flow activated sludge system**. Us environmental protection agency Cincinnati ohio rept epa 600/2-79-159.

HELLINGA, C.; SCHELLEN, A. A. J. C; MULDER, J. W; van LOOSDRECHET, M. C. M; HEIJNEN, J. J. (1998). **The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonia-rich wastewater**. Water Science and Technology, 37:135-142.

HENZE, M., GRADY, C. P. L., GUJER, W., MARAIS, G. v. R., e MATSUO, T. (1987). **Activated Sludge Model No. 1**. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. IAWPRC, London.

HENZE, M; HARREMOËS, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. (1997). **Wastewater treatment**, 2.ed. Germany, Springer.

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G. v. R., e VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (1999). **Activated Sludge Model No. 2d., ASM 2d.** Water Science and Technology, (39), 1, 165-182.

HISCOCK, K. M.; LLOYD, J. W.; LERNER, D. N. (1991). **Review of artificial denitrification of groundwater.** Water Research, New York, v.25, n.9, p.1099-111.

HOFFMANN, H., WEITZ, J.; COSTA, T. B., WOLFF, D. B., PLATZER, C. e COSTA, R. H. R (2004). **Avaliação da nitrificação e desnitrificação em um reator seqüencial por batelada como processo descentralizado para tratamento de esgoto sanitário.** In: Congresso AIDIS, Porto Rico.

HORAN, N. J. (1990). **Biological wastewater treatment systems theory and operation.** John Wiley and Sons Publishing, West Sussex, England.

IAMAMOTO, C. Y. (2006). **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas seqüenciais e sob aeração intermitente.** Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. (2003). **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems.** 3rd ed. Boca Raton: Lewis Publishers.

JETTEN, M. S. M; WAGNER, M.; FUERST, J.; VAN LOOSDRECHT, M.; KUENEN, G.; STROUS, M. (2000) **Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (“anammox”) process.** Curr. Opinion Biotechnol. Vol 12. p. 283 a 288.

JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K. T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, G. J. M.; VAN DE GRAAF, A. A.; LOGEMANN, S.;

MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; KUENEN, J. G. (1999). **The anaerobic oxidation of ammonium**. FEMS Microbiology, v.22, p.421-37.

KAPP, H. (1984). **Schlammpfaulung mit hohem Feststoffgehalt**. Stugarter Beriche zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86. Oldenbourg Verlag, Munchen, 300 p.

KIM, D. J.; CHANG, J. S.; LEE, D. I.; HAN, D. W.; YOO, I. K.; CHA, G. C. (2003). **Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics**. Water Science Technology, Oxford, v.47, n.11, p.45-51.

KUBA, T.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEN, J.J. (1996). **Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system**, Water Research, v. 30, n. 7, p. 1702-1710.

LEITÃO, R. C. (2004) **Robustness of UASB Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions**. Wageningen: Wageningen University, 160p. Tese de doutorado.

LOPES, L. F (2000). **Remoção biológica de carbono e nitrogênio do efluente da industria de arroz paraboilizado**. Pelotas. 46p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Agroindustrial) - Faculdade de Agronomia "Eliseu Maciel", Universidade Federal de Pelotas.

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

MATEJU, V.; CIZINSKA, S.; KREJCI, J.; JANOCH, T. (1992). **Biological water denitrification – A review**. Enzyme Microbiology Technology. New York, v.14, p. 170-83.

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

MONOD, J. (1949). **The growth of bacterial cultures**, annual **Review of Microbiology**, 3, 371-394.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. (1995). **Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor**. *FEMS Microbiology Ecology*, v.16, p.177-84.

NARCIS, N., REBHUN, M., SCHEINDORF, C., (1979). **Denitrification at various carbon to nitrogen ratios**. *Water Res.* 13, 93–98.

NIELSEN, M.; BOLLMANN, A.; SLIEKERS, O.; JETTEN, M.; SCHMID, M.; STROUS, M.; SCHMIDT, I.; LARSEN, L. H.; NIELSEN, L. P.; REVSBECH, N. P. (2005). **Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor**. *FEMS Microbiology Ecology*. Vol. 51, p. 247-256.

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

PORTO, A. L (2007). **Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas**. Dissertação de Mestrado. 76 p. Campina Grande-PB: UFCG.

RABINOWITZ, B., e MARAIS, G. v. R. (1980). **Chemical and biological phosphorus removal in the activated sludge process**. Research Report W32, Department of Civil Engineering, University of Cape Town, South Africa.

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

RODRIGUES, A. Q. **Caracterização do lodo heterotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de esgoto bruto e digerido.** Dissertação de mestrado. 62 p. UFCG - PB.

SCHMIDT, I, SLIEKERS, O, SCHMID, M, BOCK, E, FUERST, J, KUENE, J. G, JETTEN, M. S. M, STROUS, M. (2003). **New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater.** FEMS Microbiol. Rev. 772: 1-12.

SHOUN, H., KIM, D. H., UCHIYAMA, H., e SUGIYAMA, J. (1992). **Denitrification by fungi.** FEMS Microbiol. Lett. 94: 277–281.

SEZERINO, P. H. (2006). **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Florianópolis - SC: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. 171 p.

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

SOUZA, A. R. (2005). **Caracterização do lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de diferentes substratos.** Dissertação de mestrado. Campina Grande-PB: UFCG; 77 p.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. (1997). **Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors.** Bioresource Technology, v. 61, p. 151-157.

SUTTON, P. M.; JANK, B. E.; MONAGHAN, B. A.; MURPHY, K. L. (1979). **Single Sludge Nitrogen Removal Systems.** Research Report nº 88, Environmental Protection Service, Canadá.

TILCHE, A.; BACIELERI, E.; BORTONE, G.; MALASPINA, F.; PICCININI, S.; STANTE, L. (1999). **Biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale sequencing batch reator treating piggery wastewater**. Water Science Technology, Oxford, v.40, n.1, p.199-206.

TURK, O.; MAVINIC, D. S. (1989). **Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia**. Water Research, Oxford, v. 23, n. 11, p. 1383 – 1388.

U.S.EPA. (1993). **Nitrogen control**. Washigton, P.C.ISBN: 1-56676-135-2.

VAN HAANDEL, A. C. **Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process**. Cape Town: Departamento de Engenharia Civil da University of Cape Town, 1981. 650 p. (Tese, Doutorado em Engenharia Civil).

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, P. F. C. (1982). **Determinação da taxa de consumo de oxigênio**. Revista Engenharia Sanitária 21,4, PP 481-488.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. (1999). **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: Epgraf, 472 p.

VAN HAANDEL, A. C. e VAN DER LUBBE, J. (2007). **Handbook Biological Wastewater Treatment – 2007 design and optimization of activate sludge systems**.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. e JETTEN, M. S. M. (1998). **Microbiological Conversions in Nitrogen Removal**. Water Science and technology, v.38, n.1, p 1-7.

VAN VELDHUIZEN H.; VAN LOOSDRECHT M. C. M. (1997). **Nitrogen removal at low BOD/N ratio – Nitrogen removal over nitrite in the main process stream of activated sludge processes** (em holandês), Stowa report no. 97-34.

VERSTRAETE, W. e PHILIPS, S. (1998). **Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts**. Environmental Pollution, v.102, p.717-26.

VESILIND, P. A. (1968). **Theoretical Considerations: Design of Prototype Thickeners from Batch Settling Tests**. Water and Sewage Works 115, (302).

VILLAVERDE, S.; GARCIA, P.; LACALLE, M. L. et al. (2001). **Nitrification-denitrification of UASB effluents highly loaded with nitrogen in an activated sludge reactor operated with short cycled aeration**. Water Science and Technology, London, v.44, n.4, p.279-286.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 4. Lodos Ativados**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002. v. 1. 428 p.

WIESMAN, U. (1994). **Biological nitrogen removal from wastewater**. In: Advances in Biochemical Engineering/ Biotechnology, A. Fiechter(ed). Berlin, NY: Springer-Verlag. V.51, p.113-154.

YE, R. W.; THOMAS, S. M. (2001). **Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications**. Current Opinion in Microbiology, v. 4, p. 307-312.