

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DO ESGOTO SANITÁRIO PELO
PROCESSO DE LODO ATIVADO POR BATELADA**

Rita de Cássia Ogera

Prof. Dr. Roberto Feijó de Figueiredo ⁰¹⁵
Orientador

*Atesto que esta é a
versão definitiva
da dissertação.*

[Assinatura] 23/8/95

Dissertação apresentada à Faculdade de
Engenharia Civil como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Engenharia Civil, área de concentração
Recursos Hídricos e Saneamento.

CAMPINAS-SP
Fevereiro/1995



Em. 00076469-6

UNIDADE	BC
N.º CHAMADA:	T UNICAMP
	Og. 2n
V.º	
IMP.º	25493
PAG.º	433/95
C	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input checked="" type="checkbox"/>
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	19/09/95
N.º CPD	

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

Og2r Ogera, Rita de Cássia
Remoção de nitrogênio do esgoto sanitário pelo
processo de lodo ativado por batelada. / Rita de Cássia
Ogera.--Campinas, SP: [s.n.], 1995.

Orientador: Roberto Feijó de Figueiredo.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

1. Nitrificação. 2. Bactérias nitrificantes. 3. Águas
residuais-Purificação-Processo de lodo ativado.
4. *Nitrificação desnitrificação. I. Figueiredo, Roberto
Feijó de. II. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia Civil. III. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

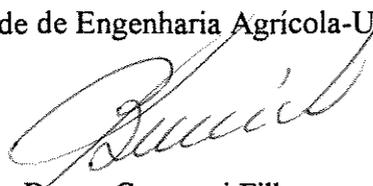
Dissertação defendida e aprovada, em Fevereiro de 1995, pela banca examinadora constituída pelos professores:

Titulares:

Orientador: Prof. Dr. Roberto Feijó de Figueiredo
Faculdade de Engenharia Civil-Unicamp



Prof. Dr. José Euclides S. Paterniani
Faculdade de Engenharia Agrícola-Unicamp



Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho
Faculdade de Engenharia Civil-Unicamp

À meus pais

Santina e Alcindo

Dedico

“El hombre de hoy usa y abusa de la naturaleza como si hubiera de ser el ultimo inquilino de este desgraciado planeta, como si detrás de él no se anunciara un futuro. La naturaleza se convierte así en el chivo expiatorio del progreso”.(RAMÓN MARTÍN MATEO, 1977)

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Roberto Feijó de Figueiredo, pela sua orientação e dedicação durante todo esse trabalho.

Ao Químico do Laboratório de Saneamento da F.E.C Pedro Sérgio Fadini, pelo apoio e “co-orientação” durante todo esse trabalho.

Ao Biólogo Antônio Siviero, pelo apoio e auxílio na fase experimental.

À Fundação de Amparo a Pesquisa, pela bolsa concedida (processo nº93/1539-5)

À Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente/P.M.S.P., nas pessoas do Dr. Arlindo Philippi Jr. e Dr. Werner Zulauf, cuja colaboração foi essencial para a realização deste trabalho.

À Faculdade de Engenharia Civil e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, pelo uso de suas instalações.

Ao Prof. Dr. Evaldo Miranda Coiado, pelos ensinamentos do aplicativo na elaboração dos gráficos.

Ao Prof. Msc. Edson A. Nour, pelo apoio e troca de informações durante a fase experimental.

Ao Prof. Msc. José R. Guimarães, pelo apoio e informações prestadas sobre o método F.I.A.

Aos demais técnicos dos laboratórios do DHS em especial à Obadias P. da Silva Jr. e Marcos A. Berenguel, pelo auxílio da manutenção dos reatores.

Aos técnicos do setor de computação da F.E.C., em especial ao Mário Ramón Z. Cáceres e Adriana A. Valadão, pelos ensinamentos nos computadores.

Às estagiárias do laboratório de Saneamento da F.E.C.: Graziela Siebert, Paula Stela M. Bartholomei e Rosana Otsuka, pelo auxílio das análises laboratoriais.

Aos funcionários da Coordenação de Pós-Graduação e do Departamento de Hidráulica e Saneamento, pela dedicação nos serviços prestados.

Aos funcionários da Estação Depuradora da SANASA, do Cambuí-Campinas, pelo auxílio na coleta de esgoto.

Ao Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho, pelo apoio e troca de informações durante a fase experimental.

À Luis Felipe Silva, pelo apoio e auxílio na tradução de artigos durante a fase de disciplinas.

À amiga Teresa Cristina Ogera, pela digitação do texto do Plano de Pesquisa.

À amiga Solange Alboreda, pelo apoio durante o trabalho e empréstimo do computador para edição do texto do Plano de Pesquisa.

À amiga Iara Regina Soares, pelo apoio e auxílio durante a elaboração do texto do Plano de Pesquisa.

À amiga Rosilene A. Nascimento, pelo auxílio na edição de texto e apoio durante todo o trabalho

Ao amigo Fernando Antônio Araújo, pelo apoio e empréstimo do computador durante a edição de texto.

Ao amigo Francisco P. O. Barijan, pelo apoio durante todo o trabalho.

Ao amigo Luiz E. D. Paiva, pelo apoio durante o trabalho e auxílio na fase de alimentação do reator.

Às bibliotecárias da BAE em especial à Raquel Coccatto Ribeiro pelo auxílio e dedicação durante o levantamento bibliográfico.

Ao amigo Alexandre Teixeira Coelho, pelo auxílio na elaboração da introdução do texto.

À amiga Andrea Morero, pelo apoio e auxílio durante a edição do texto.

Ao amigo Aloísio Arantes T. Jr., pelo apoio e auxílio durante a edição de texto.

À amiga Maria Cristina Ferraz de Toledo, pela revisão do texto.

Aos membros da Comissão Examinadora deste trabalho, dos quais aguardo críticas e sugestões.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE TABELA.....	X
LISTA DE FIGURAS.....	XII
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	XV
RESUMO.....	XVII
ABSTRACT.....	XVIII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVO.....	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
2.1 ABORDAGEM HISTÓRICA SOBRE O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	6
2.2 ETAPAS DO TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	8
2.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO.....	9
2.3.1 EXIGÊNCIAS NUTRITIVAS.....	10
2.3.2 METABOLISMO MICROBIANO: PRODUÇÃO E UTILIZAÇÃO DE ENERGIA.....	14
2.4 MICROBIOLOGIA DO LODO ATIVADO.....	19
2.5 PROCESSO DE LODO ATIVADO.....	22
2.5.1 LODO ATIVADO POR PROCESSO CONVENCIONAL.....	22
2.5.2 LODO ATIVADO POR BATELADA.....	24
2.6 O NITROGÊNIO.....	31
2.6.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	32
2.6.2 NITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA.....	34
2.6.3 DESNITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA.....	41

2.7 SISTEMA DE ANÁLISE POR INJEÇÃO EM FLUXO	45
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
3.1 MATERIAIS	49
3.2 MÉTODOS.....	57
3.2.1 PARTIDA DO REATOR.....	58
3.2.2 Alimentação do reator.....	60
3.2.3 BATELADAS.....	60
3.2.4 INOCULAÇÃO DAS BACTÉRIAS DO EXTRATO DE SOLO.....	62
3.2.5 CULTIVO DAS BACTÉRIAS NITRIFICANTES.....	62
3.2.6 CORREÇÃO DO pH E DA ALCALINIDADE.....	63
3.2.7 TESTE DE BANCADA DE LABORATÓRIO.....	63
3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS	64
4. RESULTADOS.....	66
4.1 BATELADAS	66
4.2 PARÂMETROS ANALISADOS	66
5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	67
5.1 BATELADAS COM SUBSTRATO SINTÉTICO	67
5.1.1 NITRIFICAÇÃO.....	67
5.2 BATELADA COM ESGOTO SANITÁRIO.....	72
5.2.1 NITRIFICAÇÃO.....	73
5.2.2 OUTROS PARÂMETROS.....	75
5.2.3 DBO ₅ e DQO	75
5.2.4 SÓLIDOS.....	76
5.2.5 O.D.....	77

5.2.6 ALCALINIDADE e pH	78
5.2.7 TEMPERATURA	79
5.3 COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL	79
5.3.1 NO LODO	79
5.3.2 NO EFLUENTE	80
5.4 INTERFERENTES PARA O EQUIPAMENTO FIA	81
5.5 OBSERVAÇÕES MICROSCÓPICAS	82
6. CONCLUSÕES.....	83
6.1 RECOMENDAÇÕES E DIFICULDADES SURGIDAS.....	84
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
ANEXO A.....	93
ANEXO B.....	110

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 2.1. PRINCIPAIS TIPOS NUTRITIVOS DAS BACTÉRIAS	13
TABELA 2.2. RECEPTORES DE ELÉTRONS TÍPICOS EM REAÇÕES BACTERIANAS COMUMENTE ENCONTRADOS EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS	16
TABELA 2.3. RELAÇÃO ENTRE A FRAÇÃO DE ORGANISMOS NITRIFICANTES E A TAXA DE DBO ₅ /TKN.....	36
TABELA 3.1. COMPOSIÇÃO DO SUBSTRATO SINTÉTICO.....	51
TABELA 3.2. CARACTERÍSTICAS DO SUBSTRATO SINTÉTICO E DO ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	52
TABELA 3.3. PLANO INICIAL PARA A REALIZAÇÃO DAS BATELADAS COM SUBSTRATO SINTÉTICO	54
TABELA 3.4. BATELADAS REALIZADAS NO EXPERIMENTO COM SUBSTRATO SINTÉTICO	55
TABELA 3.5. BATELADAS REALIZADAS COM ESGOTO SANITÁRIO	56
TABELA 3.6. PLANO DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES POR CICLO	57
TABELA A-1. BATELADA 1 COM SUBSTRATO SINTÉTICO	94
TABELA A-2. BATELADA 2 COM SUBSTRATO SINTÉTICO	95
TABELA A-3. BATELADA 3 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS ADICIONAR EXTRATO DE SOLO	96
TABELA A-4. BATELADA 4 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS ADICIONAR EXTRATO DE SOLO	97

TABELA A-5. BATELADA 5 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS ADICIONAR EXTRATO DE SOLO E COM CORREÇÃO DE PH E ALCALINIDADE	98
TABELA A-6. BATELADA 6 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS ADICIONAR EXTRATO DE SOLO E COM CORREÇÃO DE PH E ALCALINIDADE	99
TABELA A-7. TESTE COM SUBSTRATO SINTÉTICO EM BANCADA DE LABORATÓRIO	100
TABELA A-8. BATELADA 7 COM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	101
TABELA A-9. BATELADA 8 COM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	102
TABELA A-10. BATELADA 9 COM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	103
TABELA A-11. BATELADA 10 COM ESGOTO SANITÁRIO	104
TABELA A-12. BATELADA 11 COM ESGOTO SANITÁRIO	105
TABELA A-13. BATELADA 12 COM ESGOTO SANITÁRIO	106
TABELA A-14. BATELADA 13 COM ESGOTO SANITÁRIO	107
TABELA A-15. REMOÇÃO DE DQO E DBO5 NO EFLUENTE	108
TABELA A-16. RELAÇÃO DBO5 / DQO AO LONGO DO TEMPO	108
TABELA A-17. REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	109
TABELA A-18. TAXA DE DBO5 / NKT	109

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 2.1. MODELO DE CURVA DE CRESCIMENTO DE MICRORGANISMOS EM CULTURA PURA.....	21
FIGURA 2.2. ESQUEMA PARCIAL DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL.....	23
FIGURA 2.3. ESQUEMA DE INSTALAÇÕES DE LODOS ATIVADOS DE MISTURA COMPLETA.....	24
FIGURA 2.4. SEQUÊNCIA DO CICLO OPERACIONAL DO REATOR <i>BATCH</i>	29
FIGURA 2.5. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO.....	30
FIGURA 2.6. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO.....	30
FIGURA 2.7. CICLO DO NITROGÊNIO NA NATUREZA, MOSTRANDO O PAPEL DOS MICRORGANISMOS.....	33
FIGURA 2.8. MONTAGEM DO SISTEMA FIA EM CONFLUÊNCIA.....	48
FIGURA B-1. VARIAÇÃO DE NH_3^+ E NO_3^- , DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO DA BATELADA, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO.....	111
FIGURA B-2. VARIAÇÃO DE NH_3^+ E NO_3^- , DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO DA BATELADA, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	112
FIGURA B-3. COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL NO ESGOTO, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO.....	113
FIGURA B-4. COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL DO ESGOTO, EM MASSA,	

DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO	114
FIGURA B-5. COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL DO ESGOTO, EM MASSA, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	115
FIGURA B-6. COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL NO ESGOTO, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	116
FIGURA B-7. COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL NO LODO, EM MASSA, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO.....	117
FIGURA B-8. COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL NO LODO, EM MASSA, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO	118
FIGURA B-9. COMPORTAMENTO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO	119
FIGURA B-10. COMPORTAMENTO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO.....	120
FIGURA B-11. COMPORTAMENTO DA ALCALINIDADE, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO.....	121
FIGURA B-12. COMPORTAMENTO DA ALCALINIDADE, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO.	122
FIGURA B-13. COMPORTAMENTO DO PH, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO SUBSTRATO SINTÉTICO.....	123
FIGURA B-14. COMPORTAMENTO DO PH, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO, UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO	124

FIGURA B-15. COMPORTAMENTO DA DBO5 E DA DQO, COM SUBSTRATO SINTÉTICO, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO.....	125
FIGURA B-16. COMPORTAMENTO DA DBO5 E DA DQO, COM ESGOTO SANITÁRIO, DURANTE OS PERÍODOS DO CICLO	126

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

Afl.	Afluente
ATP	Adenosina Trifosfato
C:N	Taxa Carbono Nitrogênio
D.B.O.	Demanda Bioquímica de Oxigênio
D.B.O ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio, após cinco dias de incubação, mantido a 20°C
D.Q.O.	Demanda Química de Oxigênio
Decant.	Decantado
Eflu	Efluente
EUA	Estados Unidos da América
F.I.A.	Flow Injection Analysis
F/M	Taxa de Utilização do Substrato
FTOC	Carbono Orgânico Filtrado Total
G/L	Gramas por Litro
LAB	Lodo Ativado por Batelada
MCRT	Tempo Médio de Residência Celular
MLSS	Sólidos Suspensos na Massa Líquida
Mg/L	Miligramas por Litro

M.O.	Matéria Orgânica
N	Nitrogênio
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
NH ₄	Íon Amônio
N-K	Nitrogênio Kjeldahl
N – NO ₃ ⁻	Nitrogênio - Nitrato
N – NO ₂ ⁻	Nitrogênio - Nitrito
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
OPS.	Organização Panamericana de Saúde
OD	Oxigênio Dissolvido
PHB	Polibetahidroxibutirato
Q(af)	Vazão Afluente
Q(ef)	Vazão Efluente
SBR	Sequencing Batch Reactor
S.S.	Sólidos Suspensos
S.S.T.	Sólidos Suspensos Total
S.S.V.	Sólidos Suspensos Voláteis
Temp.	Temperatura
USEPA	Agência de Proteção Ambiental Norte A mericana

RESUMO

O excesso de nutrientes, especialmente o nitrogênio e o fósforo, provenientes de esgotos sanitários, industriais e outras fontes lançados em corpos receptores, pode levar ao processo de eutrofização, ocasionando, dentre outros, efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde humana. Surge então a necessidade do tratamento avançado ser considerado no planejamento dos recursos hídricos, visando também o reuso das águas residuárias, principalmente em locais onde este recurso é escasso. A proposta deste trabalho baseia-se na remoção do nitrogênio do esgoto sanitário em um reator tipo batelada, pelo processo de lodos ativados, em escala de laboratório, através da nitrificação e desnitrificação biológica. Durante todo o estudo foram feitas bateladas onde os períodos de enchimento foram sem aeração e com agitação. A nitrificação encontrada foi acima de 50 % e a remoção de nitrogênio total foi em torno de 38 %. Realizou-se a detecção das diversas espécies químicas do nitrogênio pelo método F.I.A-condutimétrico (*Flow Injection Analysis*). O tempo de detenção celular mostrou ser mais importante para a nitrificação do que a concentração de sólidos suspensos no reator.

ABSTRACT

The excess of nutrients found in domestic or industrial wastewaters, like nitrogen and phosphorus, may lead to a process of eutrofication and originate adverse effects to the environment and to the human health. For this reason it is very important to consider an advanced treatment of those wastewaters when dealing with water resources, including their reuse when water availability is poor. The objective of this work was to remove nitrogen from domestic wastewaters in a bench-scale activated sludge sequencing batch reactor, through biological nitrification and denitrification processes. All fill periods were performed with mechanical mixing and without aeration. Nitrification above 50% was achieved, and total nitrogen removal was near 38%. Results of nitrogen were obtained in a flow injection analysis (FIA) system. Mean cell residence time appeared to be more important to nitrification than the suspended solids concentration in the reactor.

1. INTRODUÇÃO

No cenário do Saneamento que hoje se assiste, discute-se uma nova organização institucional e uma readequação das relações entre a União, Estados e Municípios, para que o setor possa estar inserido no contexto de uma nova Política Nacional de Saneamento, definida ao lado das políticas econômicas e sociais. No âmbito destas políticas, as diretrizes, conceitos e procedimentos são definidos para o aproveitamento da água pelo setor de Saneamento. A poluição poderá, de uma maneira significativa, limitar sua oferta com queda da qualidade, agravando-se principalmente quando se estabelecem conflitos de usos múltiplos (abastecimento doméstico e industrial, produção de eletricidade, controle de enchentes, irrigação, transportes e despejos de resíduos).

A classificação dos recursos hídricos tem por finalidade a melhoria na qualidade atual e futura. A classificação dos corpos de água e o estabelecimento dos padrões de qualidade têm sido oriundos de decisões administrativas federais, em que não estão presentes os maiores interessados. Ao salientar o problema político da água, diz F. LAPOIX “apenas as arbitragens políticas poderiam considerar todos estes elementos com conhecimento de causa, contanto que exista um diálogo real e permanente entre as coletividades, os organismos e os pesquisadores”(MACHADO, 1982).

Além dos problemas de ordem político-institucionais, existem aqueles de escolha da alternativa mais adequada de planos e projetos de saneamento, que estão diretamente relacionados com a tomada de decisão (política, econômica, social e ambiental).

Os melhores planos e projetos dependerão das alternativas selecionadas com suas correspondentes tecnologias; viáveis do ponto de vista sócio-econômico, ambiental e operacional. O peso das tecnologias de saneamento na seleção destes planos e projetos poderá ter uma importância significativa. Pode-se abordar essa importância sob várias dimensões: política, legal, econômica, social e ambiental.

As dimensões política e legal orientam a estrutura administrativa. As demais têm uma relação direta com a análise de tomada de decisões.

Considerando os aspectos da dimensão econômica, os custos dessas tecnologias escolhidas dependeriam dos usos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos, que poderão influir na composição das tarifas de água-esgoto.

A importância nos aspectos sociais está basicamente relacionada às questões de saúde pública que irão interferir positiva ou negativamente de acordo com a eficiência do tratamento escolhido e os aspectos ambientais estão a mercê dos próprios impactos no meio físico, biótico e antrópico dos ecossistemas.

Conforme diz SACHS (1986) "Em vez de se adaptar o ecossistema a tecnologias importadas, testadas em condições ecológicas e culturais diferentes e que tendam a destruir o sistema, produzindo efeitos sociais desastrosos, a idéia é a de adotar uma nova atitude, desenhando-se tecnologias apropriadas às condições natural e social em que deverão ser utilizadas".

Baseado nesta linha de pensamento partiu-se para a idéia de estudar técnicas alternativas e inovativas para o tratamento de esgotos, buscando soluções que possam minimizar custos e adequar-se às realidades locais. Entre as alternativas técnicas escolheu-se o estudo do processo de lodo ativado por batelada, para a remoção do nitrogênio, visando desta forma o tratamento avançado de esgotos sanitários. Os aspectos mais importantes deste tipo de tratamento, para o qual necessita-se de um maior conhecimento para justificar

seu emprego no contexto do saneamento, relacionam-se com as características de sua própria natureza. Entre elas estão: operação; manutenção; baixo consumo de energia; efeitos no período de enchimento com agitação e sem aeração e no período de reação.

O excesso de nutrientes provenientes de esgotos sanitários, industriais e outras fontes em corpos receptores, pode levar ao processo de eutrofização, especialmente com relação ao nitrogênio e ao fósforo.

Segundo TOMMASI (1979), citado por PEREIRA (1985), "se a introdução de nutrientes permanecer dentro dos limites da capacidade biológica da água, seu efeito fertilizante será benéfico. Se for acima dessa capacidade, a eutrofização transformar-se-á em poluição, não havendo limite universal entre essas duas situações, dependerá basicamente das características biológicas da massa d'água". Conforme RYDING (1989) "a eutrofização é muito conhecida como o estado do corpo d'água o qual é manifestado pela intensa proliferação de algas e plantas aquáticas maiores e a acumulação destas no corpo d'água em quantidades excessivas".

O crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas é altamente visível e pode interferir significativamente com os usos e qualidade estética do corpo d'água. Uma consequência deste crescimento pode ser produção de sabor e odor, quando esta água for usada para abastecimento público, ainda que tratada e filtrada antes do uso. O processo de tratamento destes torna-se de custo muito alto.

Como a população de algas morre e vai para o fundo do corpo d'água, a decomposição destas pelas bactérias pode reduzir a concentração de oxigênio no interior da água a níveis que são muito baixos para suportar a vida dos peixes. Condições semelhantes podem também resultar em níveis excessivos de ferro e manganês, os quais podem interferir no tratamento de água para consumo.

A eutrofização pode ter aspectos positivos a considerar; se o processo de eutrofização for usado para aumentar a produção de peixe ou outras formas de aquacultura com o propósito de produzir proteínas como suprimento alimentar. Então a meta do gerenciamento é maximizar ou otimizar semelhantes produtividades com esforço e custo mínimo. (RYDING, 1989)

A ORGANIZAÇÃO PANAMERICANA DE SAÚDE (1980) relata que, em indivíduos normais, os nitratos e nitritos são absorvidos rapidamente no sistema gastrointestinal. O nitrito absorvido reage com a hemoglobina para formar metahemoglobina que, no adulto, se converte rapidamente em oxihemoglobina por ação dos sistemas redutores como a NADH-metahemoglobina reductase. Este sistema enzimático não está completamente desenvolvido nas crianças e nos animais muito jovens, podendo causar a doença do bebê azul, cientificamente chamada de metamoglobinemia.

Os dados obtidos em animais confirmam as observações de que no homem a metahemoglobina é o principal efeito tóxico proveniente da ingestão de nitratos e nitritos. Mais de 80% de uma centena de compostos de N-Nitroso postos a prova têm se mostrado carcinogênicos em experimentos animais, pois têm dado lugar à tumores em muitos órgãos e também têm produzido tumores por via transplacentaria. Os compostos de N-Nitroso são carcinogênicos numa ampla gama de espécies animais. A maior parte deles é mutagênica e em alguns são teratogênicos.

Segundo METCALF e EDDY (1977) a nitrificação-desnitrificação é um processo biológico utilizado principalmente para remoção do nitrogênio em suas distintas formas químicas. A desnitrificação biológica tem sido mostrada como o método mais seguro e de custo moderado para remover o nitrogênio em águas residuárias. A remoção de nitrogênio com este processo se realiza em uma ou duas fases, dependendo da natureza da água residuária. Se ela contém nitrogênio amoniacal serão necessárias duas fases. Na primeira

delas o íon amônio é convertido por via aeróbia para a forma de nitrato (NO_3^-), chamada nitrificação. Em uma segunda fase, os nitratos são convertidos por via anaeróbia a gás nitrogênio, que é a fase de desnitrificação. Se o nitrogênio da água residuária se encontra na forma de nitrato será necessária somente a fase de desnitrificação.

1.1 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi a remoção do nitrogênio de esgotos sanitários com o reator tipo batelada, em escala de laboratório, através do processo de lodos ativados, por intermédio do processo biológico de nitrificação e desnitrificação.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão apresentados os seguintes tópicos: Abordagem histórica sobre o tratamento das águas residuárias, as etapas do tratamento das águas residuárias, o tratamento biológico, a microbiologia do lodo ativado, o processo de lodo ativado, o nitrogênio, a remoção do nitrogênio e o sistema de análise por injeção em fluxo.

2.1 ABORDAGEM HISTÓRICA SOBRE O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Segundo METCALF e EDDY (1991) de 1900 até o início dos anos 70 os objetivos do tratamento das águas residuárias, nos Estados Unidos, foram: a remoção de material suspenso e flotado; o tratamento de material orgânico biodegradável e a eliminação de organismos patogênicos. De 1970 a 1980 a preocupação estava voltada principalmente na estética e no meio ambiente, sendo reforçada, ainda, a atenção para a demanda química de oxigênio (DBO), sólidos suspensos e redução de organismos patogênicos. A remoção de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, também começou a ser discutida. As agências ambientais, tanto no âmbito estadual quanto no federal, esforçaram-se de maneira significativa para que o tratamento de águas residuárias fosse mais difundido e mais efetivo, de fato, para melhorar a qualidade das águas superficiais. Estes esforços resultaram em parte de um maior entendimento dos efeitos ambientais causados pelas descargas das águas residuárias, do conhecimento dos efeitos adversos causados pelo lançamento dos poluentes

encontrados em águas residuárias e do desenvolvimento de temas para a proteção do meio ambiente.

A partir de 1980, com o desenvolvimento do conhecimento científico e da divulgação das informações básicas sobre os efeitos adversos causados pelo despejo das águas residuárias, relatados como tóxicos e potencialmente tóxicos lançados ao meio ambiente, o tratamento destas águas foi direcionado aos temas de saúde. Os objetivos do tratamento destas águas tidos na década de 1970 continuaram, porém a ênfase tem sido para a remoção de tóxicos e compostos traços, que causam efeitos adversos à saúde a longo tempo.

Em anos recentes os efeitos de muitas destas substâncias sobre o meio ambiente têm sido entendido mais claramente. Pesquisas sobre o potencial tóxico dessas substâncias, têm sido realizadas para determinar os efeitos ambientais e como essas substâncias podem ser removidas pelos processos de tratamento convencional e tratamento avançado. Como resultado, as metas no tratamento de águas residuárias têm-se tornado mais rígidas, tanto em termos de limite de concentração de muitas dessas substâncias em efluentes de estações de tratamento de esgoto, quanto no estabelecimento dos limites de toxicidade. Portanto, muitas das instalações de tratamento secundário existentes terão que ser reformadas.

No Brasil os objetivos do tratamento de esgotos têm sido um reflexo dos países do primeiro mundo, porém a implantação de sistemas de tratamento tem se dado de uma forma mais morosa.

Um fator importante e de extrema necessidade a ser considerado no planejamento dos recursos hídricos é o reuso das águas residuárias, principalmente em locais onde a água é escassa. Daí a importância do tratamento avançado destas águas.

MACHADO (1982) relata que o Brasil tem procurado planejar a utilização racional dos recursos das bacias hidrográficas com a intenção de aproveitar o múltiplo uso das águas

com o mínimo de prejuízos ecológicos. 'Não são pequenos os problemas para institucionalizar a gestão integrada das bacias hidrográficas não só no plano do direito interno como internacional. Contudo, urge à instituição de um sistema administrativo brasileiro que obrigue as Prefeituras Municipais consorciarem-se, com apoio também obrigatório dos Estados e da União, para que haja um tratamento conjunto dos resíduos de um rio e de seus afluentes, para que não só os particulares como as Administrações Públicas depurem previamente seus lançamentos como também tenham uma política global e contínua acerca das novas instalações poluidoras como do controle das existentes'.

2.2 ETAPAS DO TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Segundo METCALF e EDDY (1991) os termos "tratamento preliminar" e "tratamento primário" referem-se às unidades físicas de operação; "tratamento secundário" refere-se às unidades químicas e biológicas do processo; e "tratamento avançado" ou "tratamento terciário" refere-se à combinação das três unidades de tratamento. Estes termos são arbitrários e em muitos casos de pouco valor. Uma aproximação mais racional seria primeiro estabelecer o nível de remoção dos contaminantes antes da água residuária ser reutilizada ou lançada no meio ambiente. A necessidade das unidades de operação ou processos pode ser agrupada de acordo com as considerações básicas fundamentais:

Tratamento preliminar - Definido como remoção dos constituintes da água residuária que podem causar problemas de manutenção ou operação;

Tratamento primário - No tratamento primário, uma porção dos sólidos suspensos e matéria orgânica particulada é removida. O efluente do tratamento primário pode conter ainda uma concentração de matéria orgânica considerável e terá alta DBO;

Tratamento secundário convencional - É direcionado principalmente para a remoção de orgânicos biodegradáveis e sólidos suspensos. O tratamento secundário convencional é

definido como a combinação de processos costumeiramente usados para a remoção destes constituintes e inclui o tratamento biológico por lodo ativado, reatores de filme fixo ou sistemas de lagoas de sedimentação.

O tratamento avançado de águas residuárias é um termo que tem muitas definições. Em muitos casos o processo de remoção de nutrientes é unido com o tratamento secundário; por exemplo, sais de metais podem ser adicionados no tanque de aeração, para a precipitação de fósforo no tanque final de sedimentação ou desnitrificação biológica.

Neste contexto, é definido como o nível necessário de tratamento além do tratamento secundário convencional, para remover nutrientes, compostos tóxicos e quantidades remanescentes de material orgânico e substâncias suspensas e dissolvidas ou uma série de íons inorgânicos, tais como cálcio, potássio, sulfato, nitrato e fosfato (METCALF e EDDY, 1991).

2.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO

De acordo com METCALF e EDDY (1991) o tratamento biológico de águas residuárias visa coagular e remover os sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilizar a matéria orgânica e, em muitos casos, os nutrientes tais como fósforo e nitrogênio. A remoção de traços de compostos orgânicos que podem ser tóxicos, também é um ponto importante do tratamento biológico.

O objetivo do tratamento em águas residuárias está relacionado com a procedência destas, isto é; se for proveniente de agricultura o enfoque principal é a remoção de nutrientes, se proveniente de indústrias, é a remoção ou redução de compostos orgânicos e inorgânicos.

A estabilização e a remoção da matéria orgânica assim como a coagulação de sólidos coloidais não sedimentáveis, são realizadas biologicamente por microrganismos,

principalmente bactérias. Os microrganismos convertem a matéria orgânica carbonácea dissolvida e coloidal em vários gases e tecido celular. Como o tecido celular tem um peso específico ligeiramente maior do que o da água, esta pode ser removida da massa líquida por sedimentação.

Segundo PELCZAR (1980) o cultivo dos microrganismos, em condições laboratoriais, é um pré-requisito para o seu estudo adequado. Para que isto possa ser realizado, é necessário o conhecimento de suas exigências nutritivas e das condições físicas requeridas. Do mesmo modo, as bactérias exibem amplas variações no que se refere ao ambiente físico que favorece seu crescimento.

2.3.1 EXIGÊNCIAS NUTRITIVAS

De acordo com PELCZAR (1980) todas as formas de vida, dos microrganismos aos seres humanos, repartem certas exigências nutritivas, em termos de substâncias químicas indispensáveis ao seu crescimento e ao seu funcionamento normal. Diante disto, os seguintes apontamentos reforçam e ilustram a grande diversidade de tipos nutritivos existentes entre as bactérias. Todos os organismos vivos requerem:

- Uma fonte de energia: Alguns seres vivos, como as plantas verdes, podem utilizar a energia radiante e são denominados **fototróficos**. As formas de vida incapazes de utilizar a energia radiante, como a vida animal, dependem da oxidação de compostos químicos para obtenção da energia, e por isso recebem a denominação de **quimiotróficos**. Esses dois tipos de comportamentos existem entre as bactérias (fototróficas e quimiotróficas);
- Alguma forma de carbono: Todos exigem ao menos pequenas quantidades de dióxido de carbono, mas a maior parte também requer certos compostos orgânicos de carbono,

como açúcares e outros carboidratos. As plantas usam o dióxido de carbono, convertendo-o pela fotossíntese em carboidratos. Muitas bactérias também exigem apenas o dióxido de carbono como sua fonte nutritiva e, sob o ponto de vista nutritivo, tais organismos são autotróficos. Caso possam obter sua energia da luz, recebem o nome de **fotoautotróficos**; se a energia for obtida pela oxidação de compostos químicos são chamados de **quimioautotróficos**. Outras bactérias são semelhantes aos animais, no sentido de serem incapazes de usar o dióxido de carbono como única fonte de carbono e de dependerem de organismos autotróficos para a produção de carboidratos e outros compostos utilizados como alimentos. As formas vivas que exigem uma fonte orgânica de carbono são **heterotróficas**;

- **Alguma forma de nitrogênio:** As plantas utilizam o nitrogênio na forma de sais inorgânicos, como o nitrato de potássio (KNO_3), enquanto os animais requerem compostos orgânicos, como as proteínas e seus produtos de degradação (peptídios e aminoácidos). Sob este ponto de vista, as bactérias são muito versáteis; alguns tipos usam o nitrogênio atmosférico e alguns crescem na presença de compostos nitrogenados inorgânicos e outros;
- **Enxofre e fósforo:** A típica exigência animal de enxofre é satisfeita pelos compostos orgânicos dessa substância; as plantas, de outro lado, utilizam compostos inorgânicos. Quanto às bactérias, algumas exigem compostos orgânicos de enxofre, outras são capazes de usar os compostos inorgânicos, enquanto um terceiro grupo, pode mesmo utilizar o enxofre elementar. O fósforo é suprido, usualmente, sob a forma de fosfatos;

- Vários elementos minerais: Para o seu desenvolvimento normal (sódio, potássio, cálcio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre, fósforo e cobalto) e as bactérias não constituem exceção, embora, em alguns casos, requeiram apenas traços dessas substâncias.
- Vitaminas: Todos os organismos contêm vitaminas ou compostos semelhantes às vitaminas. As bactérias apresentam um comportamento variável. Embora todas as bactérias exijam vitaminas para seus processos metabólicos normais, algumas são capazes de fabricar (sintetizar) todas as vitaminas necessárias a partir de outros compostos do meio;
- Requerem água para o seu desenvolvimento: Para as bactérias, todos os nutrientes devem ser dissolvidos em água, antes de poderem ser absorvidos.

2.3.1.1 TIPOS NUTRITIVOS DAS BACTÉRIAS

As bactérias podem ser divididas em grupos com base em suas exigências nutritivas. A principal separação corresponde aos dois grupos já citados; **fototróficos** e **quimiotróficos**. Cada um desses grupos pode ser subdividido de acordo com a principal fonte de energia utilizada para o crescimento (energia radiante ou oxidação de um composto químico). Na Tabela 2.1 está apresentada uma caracterização desses tipos nutritivos.

TABELA 2.1.PRINCIPAIS TIPOS NUTRITIVOS DAS BACTÉRIAS.

TIPO	FONTE DE ENERGIA PARA O CRESCIMENTO	FONTE DE CARBONO PARA O CRESCIMENTO	EXEMPLO DO GÊNERO
FOTOTRÓFICO			
FOTOLITOTRÓFICO (AUTOTRÓFICO)	LUZ	CO ₂	<i>CHROMATIUM</i>
FOTORGANOTRÓFICO (HETEROTRÓFICO)	LUZ	COMPOSTO ORGÂNICO	<i>RHODOPSEUDOMONAS</i>
QUIMIOTRÓFICO			
QUIMIOLITOTRÓFICO (AUTOTRÓFICO)	OXIDAÇÃO DE COMPOSTO INORGÂNICO	CO ₂	<i>NITROBACTER</i>
QUIMIORGANOTRÓFICO (HETEROTRÓFICO)	OXIDAÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO	COMPOSTO ORGÂNICO	<i>ESCHERICHIA</i>

Fonte: Adaptado de PELCZAR (1980).

FOTOTRÓFICOS. Entre as bactérias fototróficas há espécies que utilizam o CO₂ como sua principal fonte de carbono: são as bactérias **fotolitotróficas**. Outras exigem composto orgânico e por isso são conhecidas como **fotorganotróficas**.

QUIMIOTRÓFICAS. Os microrganismos do gênero Nitrobacter são capazes de oxidar nitritos e fixar o CO₂, preenchendo, assim, suas necessidades de energia e de carbono. O *Thiobacillus thioparus* deriva sua energia da oxidação do enxofre elementar e de compostos inorgânicos de enxofre.

Muitos microrganismos quimiotróficos, contudo, requerem compostos orgânicos de carbono, dos quais obtêm energia por oxidação. Tais espécies são chamadas de **quimiorganotróficas**.

As bactérias fotolitotróficas e quimiolitotróficas são conhecidas, comumente, como autotróficas, enquanto as espécies fotorganotróficas e quimiorganotróficas recebem o nome de **heterotróficas**.

O principal objetivo em muitos processos biológicos de tratamento de águas residuárias é a redução do seu conteúdo de componentes orgânicos. Neste tipo de tratamento os organismos quimiorganotróficos são os principais devido à sua necessidade por compostos orgânicos, tanto como fonte de energia quanto como fonte de carbono. Quando o tratamento inclui a conversão de amônia para nitrato, as bactérias nitrificantes autotróficas (quimiolitotróficas) são significativas (METCALF e EDDY, 1991).

As águas residuárias municipais contêm quantidades adequadas de nutrientes (tanto orgânico quanto inorgânico) para utilizar-se do o tratamento biológico porém em algumas águas residuárias industriais, os nutrientes podem ser insuficientes, necessitando então de adicioná-los, para proporcionar o crescimento das bactérias e subseqüente degradação dos resíduos orgânicos.

2.3.2 METABOLISMO MICROBIANO: PRODUÇÃO E UTILIZAÇÃO DE ENERGIA

Segundo PELCZAR (1980) a multiplicidade de processos realizados por todos os sistemas biológicos deve ser relacionada, direta ou indiretamente, com determinadas reações químicas. O termo metabolismo engloba todas as atividades químicas organizadas que são efetuadas por uma célula, compreendendo, nessas atividades, dois tipos gerais: a produção de energia e a utilização de energia. Energia é a capacidade de realizar trabalho e o trabalho de uma célula bacteriana é extenso e variado. A energia é utilizada na construção das partes físicas da célula, tais como a parede e a membrana; ela é necessária para a síntese de enzimas, ácidos nucleicos, polissacarídeos e outros componentes químicos; a energia é indispensável para a reparação dos danos, bem como para o crescimento e a multiplicação; também é necessária para o acúmulo de certos nutrientes em grandes concentrações no interior da célula e para manter outras substâncias fora da unidade celular; torna-se

requerida, ainda, para a mobilidade bacteriana. Visando suportar tais atividades, há a necessidade de grandes quantidades de energia. Sob certas condições ótimas, algumas bactérias têm a capacidade de metabolizar uma quantidade de nutrientes equivalentes a seu próprio peso durante todo o tempo.

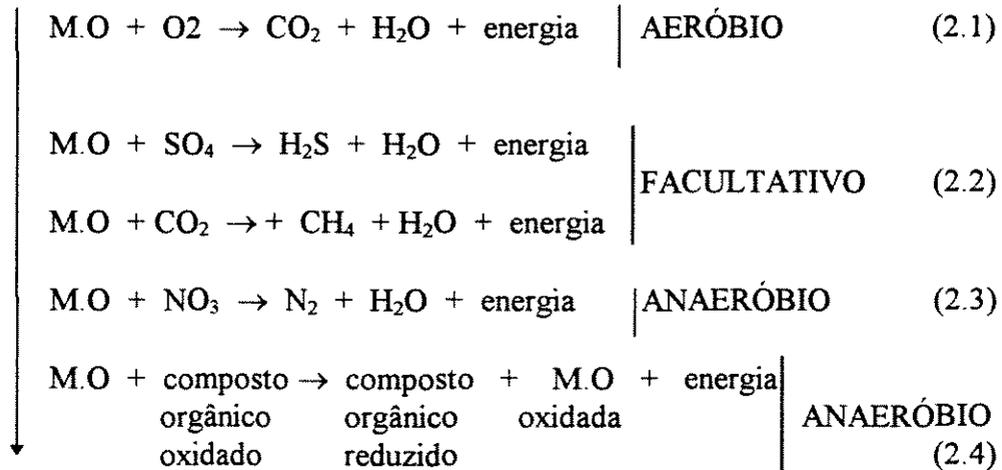
A maioria das bactérias obtém energia pela realização de reações químicas que liberam energia. Algumas espécies são capazes de usar a luz como fonte energética mas, mesmo assim, a energia luminosa deve ser convertida em energia química para ser consumida no trabalho celular.

Na produção de energia, vários tipos de reações químicas estão envolvidos, mas a oxidação-redução é, provavelmente, a mais comum.

A produção de energia pelas bactérias pode ser dividida de um modo geral, em três categorias: produção aeróbia, produção anaeróbia e produção dependente da luz ou fotossintética.

Segundo METCALF e EDDY (1991) quando o oxigênio molecular é usado como um receptor de elétrons no metabolismo respiratório, o processo é conhecido como respiração aeróbia (equação 2.1). Os organismos que são dependentes da respiração aeróbia para encontrar suas necessidades energéticas somente existem quando se tem um fornecimento de oxigênio molecular. Estes organismos são chamados obrigatoriamente de aeróbios. Os compostos inorgânicos oxidados, tais como nitrato e nitrito, podem funcionar como receptores de elétrons para muitos organismos respiratórios na ausência do oxigênio molecular. Os processos que usam estes tipos de organismos são frequentemente chamados de anóxicos (equação 2.3). Os organismos que geram energia pela fermentação e que podem existir somente em ambiente sem oxigênio molecular são obrigatoriamente anaeróbios (equação 2.4). Os anaeróbios facultativos têm a capacidade de crescer tanto na presença quanto na ausência do oxigênio molecular (equação 2.2).

As equações a seguir ilustram a preferência na seleção dos receptores durante a oxidação da matéria orgânica.



Diminuindo a produção de energia

Fonte: Adaptado de GRAY (1980).

Os receptores de elétrons mais comumente encontrados em reações biológicas que ocorrem no tratamento de águas residuárias são mostrados na Tabela 2.2.

TABELA 2.2 RECEPTORES DE ELÉTRONS TÍPICOS EM REAÇÕES BACTERIANAS COMUMENTE ENCONTRADOS EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

AMBIENTE	RECEPTOR DE ELÉTRON	PROCESSOS
AERÓBIO	OXIGÊNIO (O ₂)	METABOLISMO AERÓBIO
ANAERÓBIO	NITRATO (NO ₃) SULFATO (SO ₄) DIÓXIDO DE CARBONO (CO ₂)	DESNITRIFICAÇÃO REDUÇÃO DO SULFATO METANOGENESE

Fonte: Adaptado METCALF e EDDY (1991)

- **produção de energia pela respiração aeróbia**

A cadeia respiratória, também conhecida como sistema citocromo ou sistema de transporte de elétrons, é uma seqüência de reações de oxidação. A função dessa seqüência é a de receber elétrons de compostos reduzidos, transferindo-os para o oxigênio, com formação de água. A cadeia respiratória consiste em enzimas, contendo grupos prostéticos ou coenzimas. Estas podem ser consideradas como as partes atuantes das enzimas e, no caso da cadeia respiratória, cada uma é, de fato, um sistema oxi-redutor.

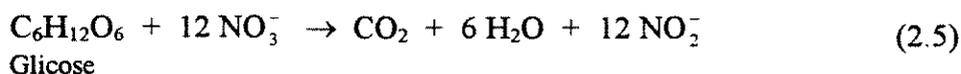
As bactérias heterotróficas precisam de compostos orgânicos como fonte de energia; a glicose é freqüentemente utilizada.

As bactérias quimioautotróficas exigem qualquer nutriente orgânico, podendo usar o dióxido de carbono como sua única fonte de carbono. O dióxido de carbono é reduzido a gliceraldeído-3 fosfato (processo conhecido como fixação do dióxido de carbono), a fim de participar do metabolismo celular. O processo redutor requer grande quantidade de energia, a qual provém, não da oxidação de compostos orgânicos como a glicose, mas da oxidação de compostos inorgânicos, tais como o hidrogênio molecular, a amônia, nitritos, tiosulfatos, etc.

- **produção de energia pelo metabolismo anaeróbio**

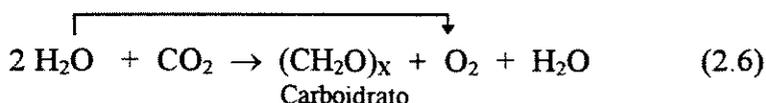
As células devem possuir uma enzima especial para realizar essa função, a nitrato redutase respiratória, que catalisa a reação conjugando a redução do nitrato com a oxidação de um citocromo. O produto da redução do nitrato, nitrito, pode-se acumular no meio, mas já que o nitrito é tóxico para muitas bactérias, pode-se observar uma ulterior redução dos nitritos a gases não tóxicos (óxido nítrico, óxido nitroso, nitrogênio gasoso). O processo em seu todo é chamado de desnitrificação.

Na presença do nitrato, a reação completa da oxidação da glicose é dada pela equação 2.5:



- **produção de energia pela fotossíntese**

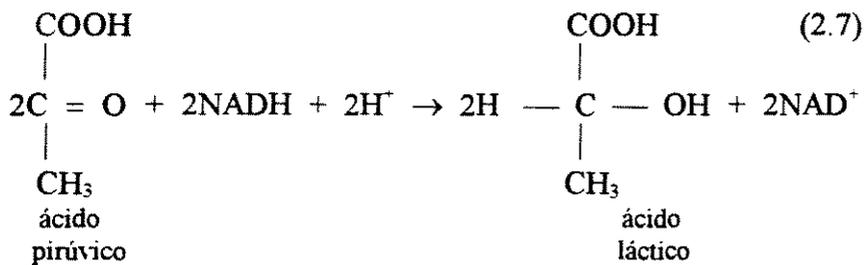
As plantas verdes podem viver autotroficamente na presença da luz, usando o CO_2 como sua única fonte de carbono. Como em todos os organismos autotróficos, o dióxido de carbono deve primeiro ser reduzido a carboidrato para ser utilizável no metabolismo. Este processo de redução exige dois fatores importantes: (1) grande dose de energia, sob a forma de Adenosina trifosfato(ATP) e (2) grande quantidade de um redutor químico. Esses dois fatores são fornecidos como o resultado de uma reação fotoquímica que envolve a clorofila, sendo expressa pela equação 2.6:



Na presença de luz (energia radiante) e da clorofila

- **Fermentação**

Os mecanismos anaeróbios de produção de energia que não envolvem uma cadeia respiratória ou citocromo são denominados fermentação. As bactérias facultativas e obrigatoriamente anaeróbias podem utilizar a fermentação, da qual existem diferentes tipos, como por exemplo a fermentação láctica conforme a equação 2.7:



2.4 MICROBIOLOGIA DO LODO ATIVADO

O tratamento biológico dos despejos realiza-se de forma análoga ao do mecanismo de biodegradação que ocorre nos rios durante o processo de autodepuração. Um dos processos mais utilizados de tratamento biológico é o de lodos ativados. Trata-se de um processo biológico contínuo com recirculação de biomassa, que se constitui num inóculo permanente e adaptado (VAZOLLER, 1989).

Segundo MOTA (1988) "o floco produzido no esgoto pelo crescimento de bactérias *zooglea* ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, é definido como lodo ativado".

Conforme MONOD (1941), citado por VAZOLLER *et al.* (1989) o crescimento dos microrganismos em culturas puras apresenta as seguintes etapas:

- fase Lag ou de Adaptação: não ocorre aumento do número de microrganismos, na medida que, nesta etapa, eles elaboram o arsenal enzimático necessário ao consumo dos substratos. A velocidade de crescimento é nula;
- fase de Aceleração: inicia-se o crescimento microbiano, face ao consumo de substrato. A velocidade de crescimento aumenta com o tempo;

- fase Log ou Exponencial: frente às condições adequadas de vida (Substrato abundante, baixa concentração de metabólitos tóxicos, etc.), os microrganismos crescem com velocidade máxima, que pode ser representada por uma função exponencial;
- fase de Desaceleração: a velocidade de crescimento, que era máxima na fase anterior, passa a diminuir, uma vez que o substrato disponível começa a escassear e já existe o acúmulo ponderável de excretas tóxicas;
- fase Estacionária: a velocidade de crescimento dos microrganismos volta a ser praticamente nula, devido ao esgotamento dos substratos ou ao acúmulo de substâncias tóxicas em níveis incompatíveis com o desenvolvimento microbiano; e,
- fase de Declínio: ocorre a diminuição do número de microrganismos (velocidade de crescimento negativo) causada pela sua morte e lise.

Nas fases estacionárias e de declínio, os microrganismos consomem suas reservas protoplasmáticas e ocorre um emagrecimento celular (endogenia), sendo este processo conhecido como metabolismo endógeno. Estas duas fases podem ser também chamadas de fase endógena. Embora tenha sido feita a descrição para culturas puras, é também bastante freqüente em culturas mistas; tal como no processo de lodos ativados. O lodo biológico encontra-se misturado com o meio líquido. Em sua maior parte, ele é formado por uma população mista de bactérias agregadas sob a forma de flocos biologicamente ativos, daí o nome de lodos ativados. Essa população mista de bactérias não está em crescimento sincronizado: enquanto uma parte delas se encontra na fase exponencial de crescimento, portanto, de renovação celular, outra parte acha-se na fase estacionária e uma terceira, ainda, na fase de declínio. Dependendo das condições de operação do sistema, é possível manter uma parcela maior de bactérias nestas duas últimas fases, ou seja, na fase endógena.

A importância da manutenção da fase endógena para o processo está na diminuição da biomassa devido a auto-oxidação (metabolismo endógeno) e também porque é nestas

condições que ocorre a floculação bacteriana. A floculação do lodo é característica importante do processo, pois este fenômeno faz com que a massa bacteriana formada possa ser separada do efluente tratado e parte retornada ao sistema.

Um esquema do sistema de lodos ativados é mostrado na Figura 2.1.

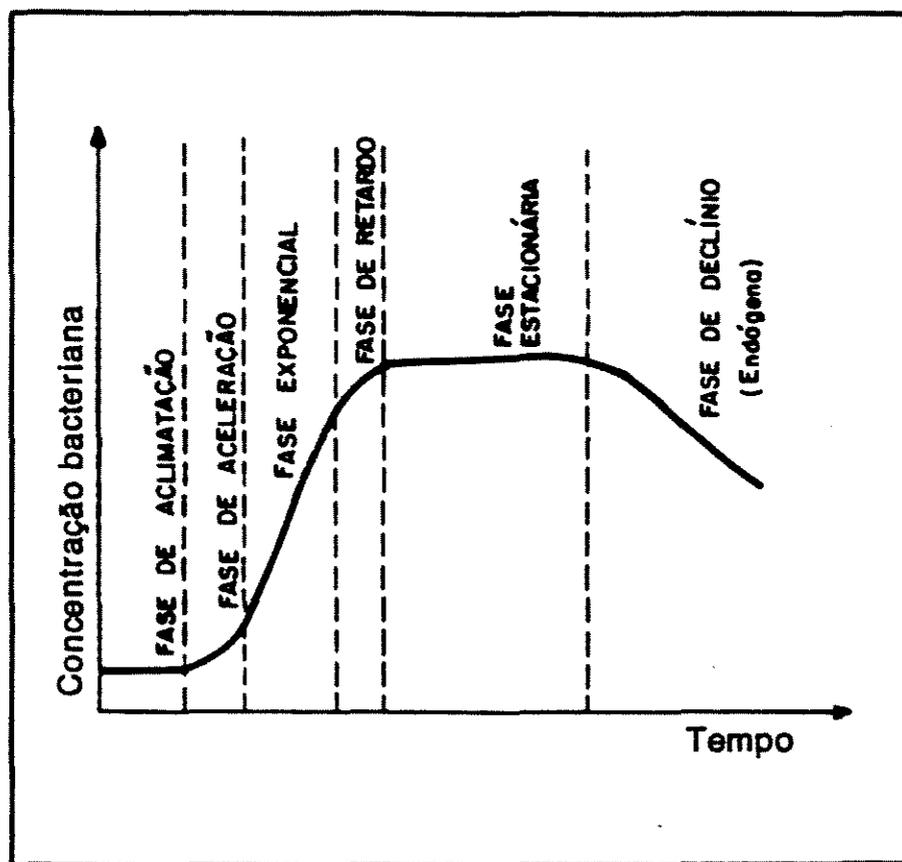


FIGURA 2.1. Modelo de Curva de Crescimento de Microrganismos em Cultura Pura

Fonte: Adaptado de VAZZOLÉR et alii (1989)

2.5 PROCESSO DE LODO ATIVADO

O processo de tratamento biológico por lodo ativado consiste na oxidação do material orgânico até sua estabilização. Essa oxidação biológica pode ser realizada por processo aeróbio ou anaeróbio, tendo sempre em comum a recirculação das bactérias, cuja finalidade é manter a maior concentração possível de microrganismos ativos no reator, impedindo assim, a fuga descontrolada de bactérias ativas produzidas no sistema. Esse sistema pode ser empregado segundo uma série de variações no que diz respeito ao tipo de processo de oxidação biológica, isto é, quanto a concepção das unidades que o compõem, recebendo nomes técnicos distintos, porém sempre se baseando na recirculação de sólidos biológicos e na manutenção da maior quantidade possível de microrganismos em suspensão no reator biológico (CAMPOS, 1990).

2.5.1 LODO ATIVADO POR PROCESSO CONVENCIONAL

Muitos sistemas de lodo ativado têm sido projetados somente para a remoção de compostos orgânicos. Para incluir o controle de nutrientes é necessário que ocorram modificações no processo.

De acordo com CAMPOS (1990), o sistema de lodos ativados convencional se baseia em processo biológico aeróbio, e parte do princípio que se tem de evitar a fuga descontrolada de bactérias ativas produzidas no sistema. Esses microrganismos produzem flocos que podem ser removidos facilmente por sedimentação em decantador secundário (ou flotor por ar dissolvido). Parte do lodo secundário é recirculada ao reator aeróbio e parte é descartada para o tratamento e destino final. Nesse caso também é obrigatório o uso de decantador primário.

Esse processo emprega aeração com difusores ao longo de reatores que apresentam comprimento acentuado, denominado de *plug-flow*, conforme ilustra a Figura 2.2.

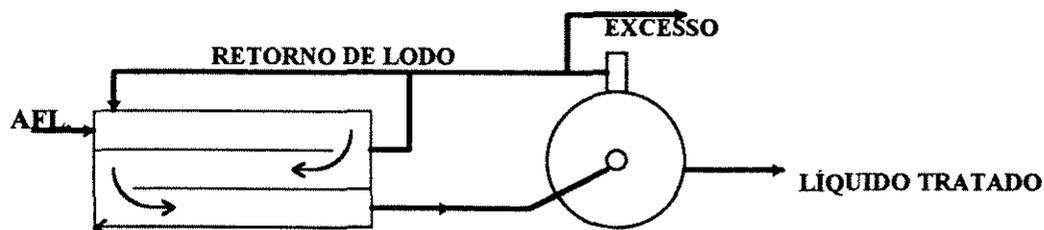


FIGURA 2.2. Esquema Parcial do Processo de Lodos Ativados Convencional

Fonte: Adaptado de CAMPOS (1990)

A outra variação desse método, denominada de lodo ativado com reator de mistura completa onde empregam-se reatores retangulares, com aeradores superficiais (ou outros tipos mais sofisticados, quando a profundidade supera 5,0 m) promovendo mistura bastante intensa para se ter uma homogeneização possível do líquido a ser tratado, conforme ilustra a Figura 2.3.

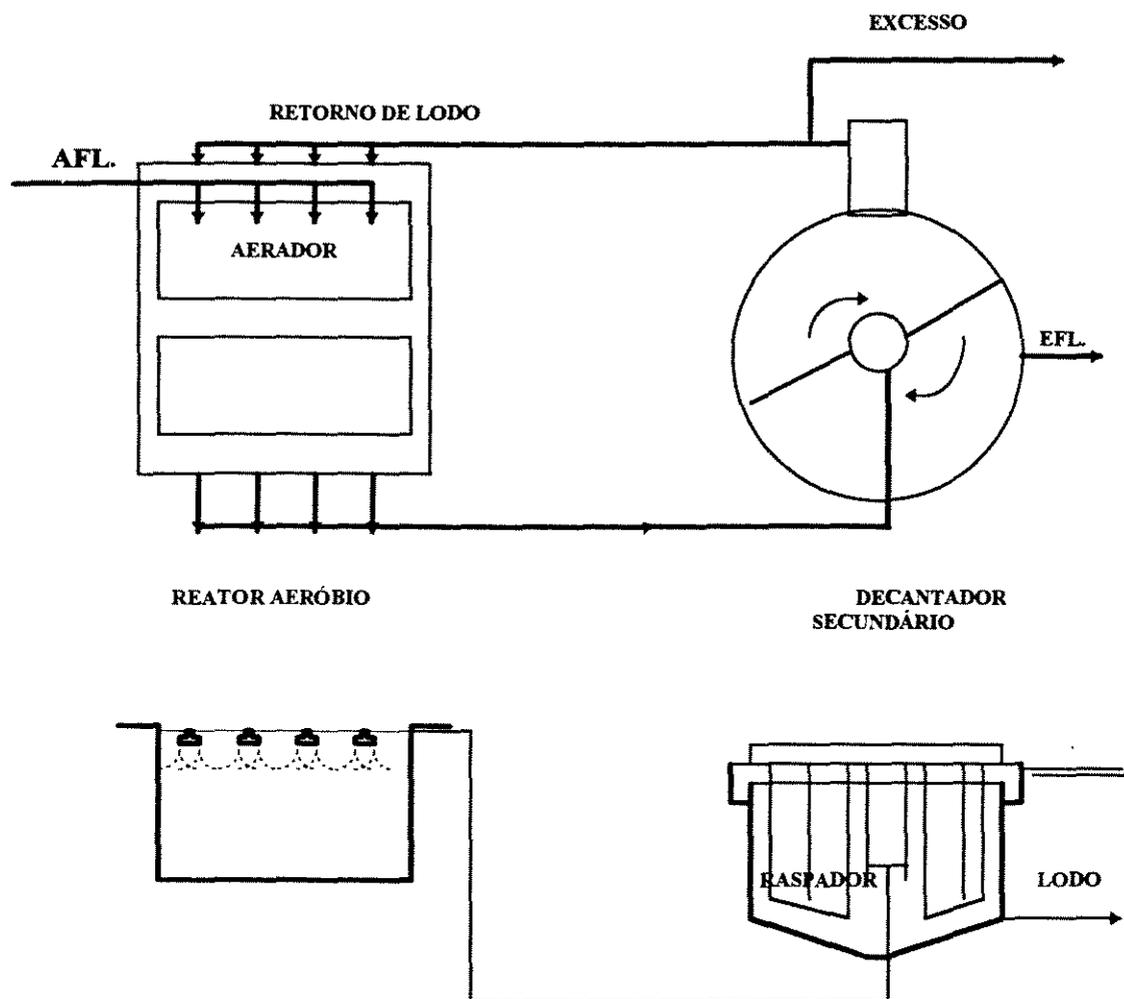


FIGURA 2.3. Esquema de Instalações de Lodos Ativados de Mistura Completa.

Fonte: Adaptado de CAMPOS (1990)

2.5.2 LODO ATIVADO POR BATELADA

A tecnologia do reator seqüencial por batelada não é nova. Segundo ARORA *et alii* (1985), em 1914 ARDEN e LOCKETT foram os primeiros a mostrar os benefícios de reter o substrato com organismos adaptados para a eficiência do tratamento. O precursor para os

vários processos de lodo ativado com fluxo contínuo foi de fato o sistema que enche e esvazia, operado em processo por batelada.

Trabalhando com pequenos frascos contendo esgoto bruto, ARORA *et alii* mostraram que o período de aeração necessário no reator tipo *batch*, para alcançar a nitrificação, poderia ser reduzido de cinco semanas à nove horas, se o lodo acumulado em cada reator fosse retido no frasco depois que o líquido nitrificado fosse decantado. Eles inventaram o termo lodo ativado para descrever a massa biológica resultante. Muitas dificuldades foram associadas com a operação desses sistemas enche e esvazia, resultando da necessidade de válvulas para ligar o fluxo de um tanque para o outro, como também atenção do operador para o início dos diferentes períodos do reator. Razão, tal, que os sistemas batch não foram considerados os mais viáveis, quando as instalações estavam sendo construídas. No entanto com o avanço da tecnologia, foram desenvolvidas válvulas motorizadas, válvulas solenóides, sensores, medidores de vazão, microprocessadores e outros, sendo reavaliadas, então, a aplicação da tecnologia dos sistemas *batch*.

Em torno dos anos 80, a Agência de Proteção Ambiental Norte Americana-USEPA tentou despertar o interesse desta tecnologia e investir na avaliação do processo em escala natural. Foi realizada, então, uma pesquisa em Culver, Indiana, em uma estação de tratamento de lodo ativado com dois tanques de reatores tipo batelada, num período de vinte meses. Os resultados desta pesquisa proporcionaram o uso desta tecnologia em muitas instalações municipais (ARORA *et alii*, 1985).

Os processos de lodo ativado por batelada são em muitos casos similares ao processo por fluxo convencional. O sistema é constituído de um ou mais tanques, e é facilmente ampliado, sendo possível que dois ou mais tanques possam ser operados em paralelo. O decantador primário pode ser descartado do sistema, sendo esta a principal vantagem desta tecnologia, já que nesse processo cada tanque pode funcionar tanto como

um reator biológico, como um clarificador (GORONSZY *et al.*, 1990). Outras vantagens do processo *batch* citadas por (ARORA *et alii*, 1985) são:

- i) Os tanques do *Sequencing Batch Reactor* (SBR) servem como equalizadores durante o enchimento e podem facilmente tolerar picos de vazões e de alterações da demanda bioquímica de oxigênio, sem prejudicar a qualidade do efluente;
- ii) Como a descarga é periódica, o tempo de detenção do efluente pode ser aumentado até encontrar características desejáveis;
- iii) Não necessita de recirculação do lodo ativado, pois a mistura líquida está sempre no reator;
- iv) O crescimento de organismos filamentosos pode ser facilmente controlado, variando as estratégias de operação durante o enchimento; e,
- v) O SBR pode ser operado para alcançar a nitrificação, desnitrificação ou remoção de fósforo, sem adição de produtos químicos.

Uma boa estratégia de operação deste sistema é realizar o período de enchimento do reator em duas porções: a primeira sem aeração e sem mistura, sendo esta a de maior volume e a segunda com aeração e com mistura. Portanto a nitrificação pode ser alcançada aumentando a duração do período de reação ou aumentando a duração do período de enchimento da porção com aeração e com mistura, enquanto que a desnitrificação pode ser alcançada aumentando o período de sedimentação. Similarmente, a remoção de fósforo pode ser realizada, selecionando uma estratégia que elimine o nitrogênio oxidado e o oxigênio dissolvido durante o enchimento e que permita aeração durante o período de reação.

METCALF e EDDY (1979) descrevem os reatores *batch*, como um tipo de reator onde não há fluxo de entrada nem de saída, como por exemplo um frasco de DBO, ou seja, para se estabelecer um balanço de massa considera-se:

$$Q(\text{afl.}) = Q(\text{efl.}) = 0$$

Para a aplicação prática dos reatores *batch* ao tratamento biológico de efluentes líquidos desenvolveu-se um sistema denominado *Sequencing Batch Reactor* (SBR), no Brasil chamado de Lodos Ativados por Batelada.

A seqüência do processo por batelada é o que define o tipo de regime, podendo ser o enchimento tanto rápido quanto gradual. De acordo com GORONSZY *et alii.* (1990), "quando o enchimento é rápido e as reações são subseqüentes o regime de reação se aproxima ao *plug-flow* e quando o enchimento é lento e as reações são simultâneas, o regime de reação se aproxima do processo de mistura completa".

IRVINE e BUSCH (1979) descrevem este tratamento como um sistema composto por um ou mais tanques, cada um possuindo ciclos distintos compostos basicamente de cinco períodos de operação, denominados de acordo com sua função primária. Estes períodos são:

- período de enchimento: recebimento do esgoto bruto, podendo-se iniciar a mistura e/ou aplicação de ar, conforme o que se deseja remover no despejo a ser tratado;
 - período de reação: tempo necessário para ocorrerem as reações desejadas no tratamento, como por exemplo a oxidação da matéria orgânica e síntese de células;
 - período de sedimentação: tempo necessário para que ocorra a separação do material sólido do líquido;
 - período de drenagem: intervalo de tempo necessário para a descarga do efluente tratado;
- e,

- período de repouso: tempo após a descarga e antes do novo enchimento. Neste período geralmente são feitas operações de descarga do lodo.

No caso de um sistema de tanque único, o ciclo de funcionamento é considerado a partir do início do período de enchimento até o final do período de repouso. Já no caso do sistema de tanques múltiplos, a consideração passa a ser do início do período de enchimento do primeiro reator até o final do período de repouso do último reator da sequência.

O sistema de tanque único é aplicado em situações de fluxo não contínuo, como ocorre em indústrias de processamento de alimentos ou em comunidades rurais. Este sistema requer operação bastante simplificada. A operação do sistema de tanques múltiplos pode ser simples ou complexa, sendo função direta das variações de vazão e carga orgânica e do grau de tratamento desejado. IRVINE e BUSCH (1979) fazem, ainda, a consideração de que o lodo permanece em cada reator até a necessidade de descarte. Este descarte pode ser bimestral para um sistema de tanque único com baixa produção de lodo ou até mesmo a cada ciclo como num sistema de tanques múltiplos com alta produção. O descarte de sólidos pode ser efetuado após o período de sedimentação ou durante o período de reação.

É apresentada a título ilustrativo uma representação esquemática da sequência do ciclo operacional do reator *batch* na Figura 2.4:

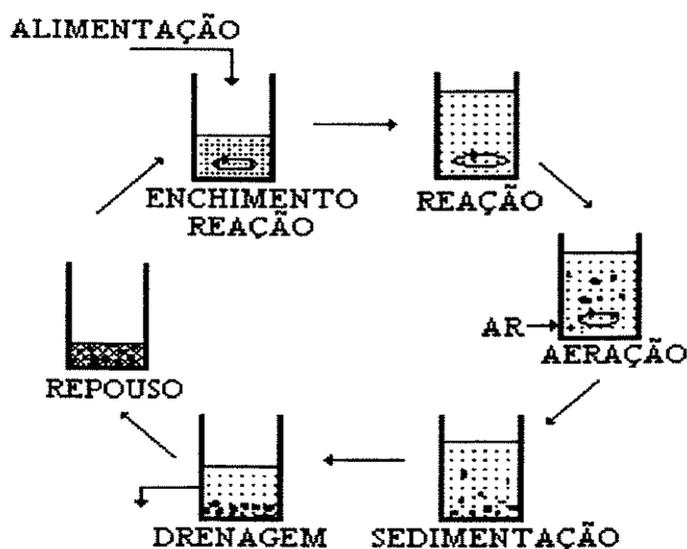


FIGURA 2.4. Sequência do Ciclo Operacional do Reator *Batch*

Fonte: Adaptado de ABUFAYED E SCHROEDER (1986).

Para atender às restrições do efluente várias estratégias de controle podem ser implementadas, ajustando a taxa de fornecimento de oxigênio, podendo ser maior ou menor do que é requerido para as reações biológicas. O suprimento de oxigênio influencia diretamente na concentração de carbono orgânico solúvel durante os períodos de enchimento e reação. Nas Figuras 2.5 e 2.6 são mostrados três perfis para a remoção do carbono orgânico solúvel, durante os períodos de enchimento e excesso de oxigênio durante o período de reação (IRVINE e BUSCH, 1979).

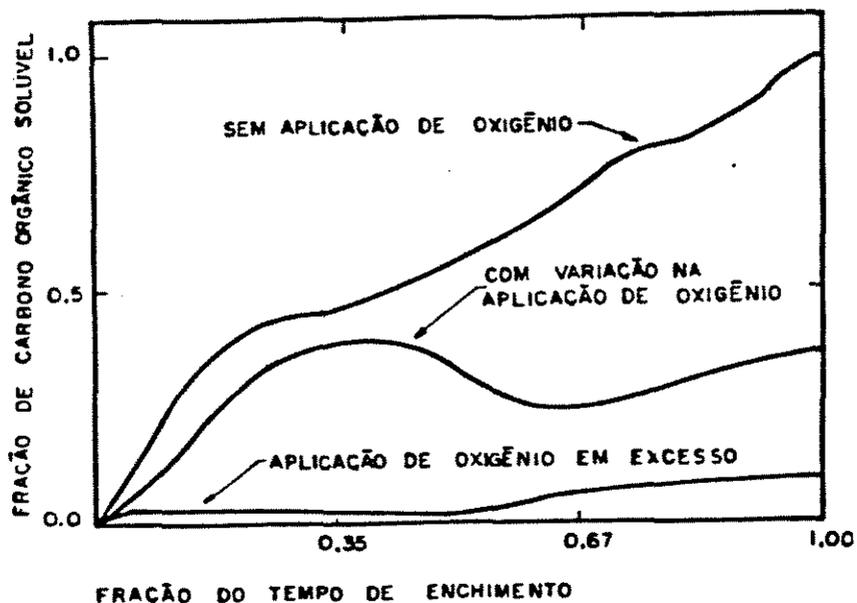


FIGURA 2.5. Comportamento da Concentração de Carbono durante o Período de Enchimento

Fonte: Adaptado de IRVINE e BUSCH (1979).

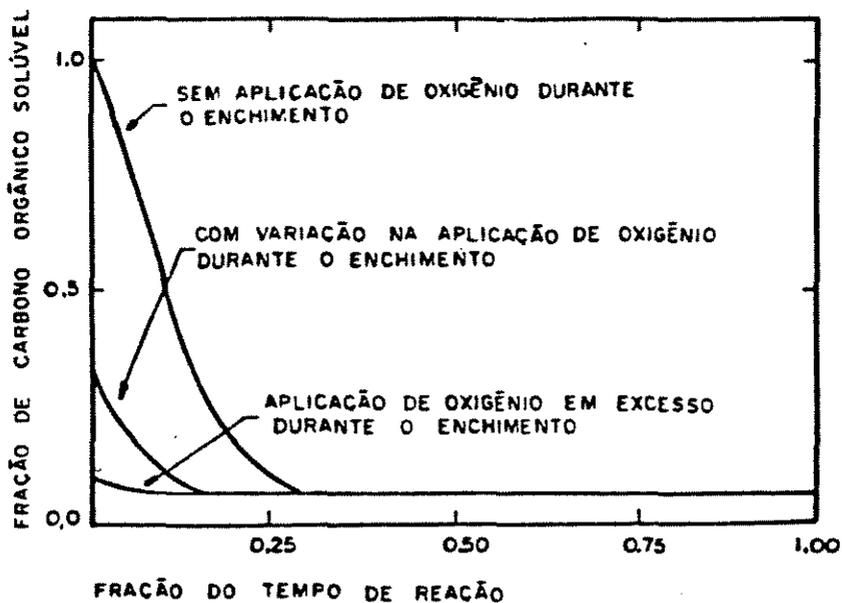


FIGURA 2.6. Comportamento da Concentração de Carbono durante o Período de Reação

Fonte: Adaptado de IRVINE e BUSCH (1979)

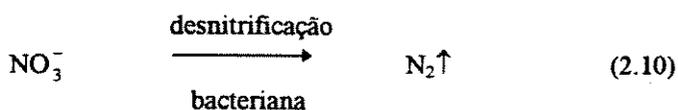
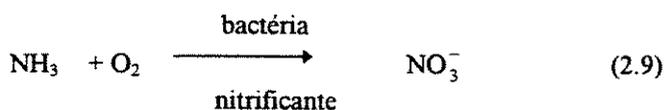
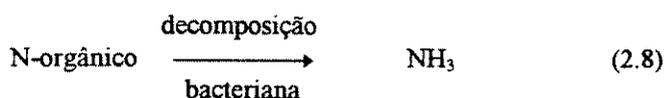
2.6 O NITROGÊNIO

O nitrogênio nas águas residuárias pode existir em quatro formas químicas: nitrogênio orgânico, nitrogênio-amônia, nitrogênio-nitrito e nitrogênio-nitrato.

Segundo VIESSMAN Jr. e HAMMER (1985) a maior parte do nitrogênio encontrado em águas superficiais é proveniente de drenagem do solo e diluição das águas residuárias. As principais fontes de nitrogênio em esgoto doméstico são: fezes, urina e indústrias de processamento de alimentos. Cerca de 40% estão na forma de amônia e 60% ligados à matéria orgânica.

A decomposição bacteriana libera a amônia pela desaminação dos compostos orgânicos nitrogenados, representada pela equação (2.8), e a oxidação aeróbia resulta na nitrificação, representada pela equação (2.9). A equação (2.10) representa a desnitrificação bioquímica que ocorre com o metabolismo heterotrófico em ambiente anaeróbio. Essas três reações em seqüência definem o processo de nitrificação-desnitrificação, o qual será detalhado nos itens 2.6.2. e 2.6.3.

Embora os esgotos não sejam as únicas fontes de nitrogênio, são as maiores, e mais sensíveis de se controlar (HORAN, 1990). A Figura 2.7 esquematiza o ciclo do nitrogênio na natureza, mostrando o papel dos microrganismos.



Fonte: VIESSMAN Jr. e HAMMER (1985)

2.6.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

De acordo com HORAN (1990) durante qualquer processo de tratamento biológico, cerca de 30% do nitrogênio são removidos na síntese celular pela amonificação (produção de amônia) e uma pequena fração é removida durante a sedimentação. O ciclo do nitrogênio representado na Figura 2.7, indica que pode a remoção do remanescente da amônia pode ser pela nitrificação.

Segundo METCALF e EDDY (1991) os dois principais mecanismos para a remoção do nitrogênio são: a assimilação e nitrificação-desnitrificação. Como o nitrogênio é um nutriente, os microrganismos presentes nos processos de tratamento assimilam o nitrogênio-amônia, incorporando-o no tecido celular. Uma parte dessa amônia retornará para a água residuária com a morte e ruptura das células. De acordo com ARGAMAN (1981) o nitrogênio constitui cerca de 12% da biomassa celular sobre o peso seco.

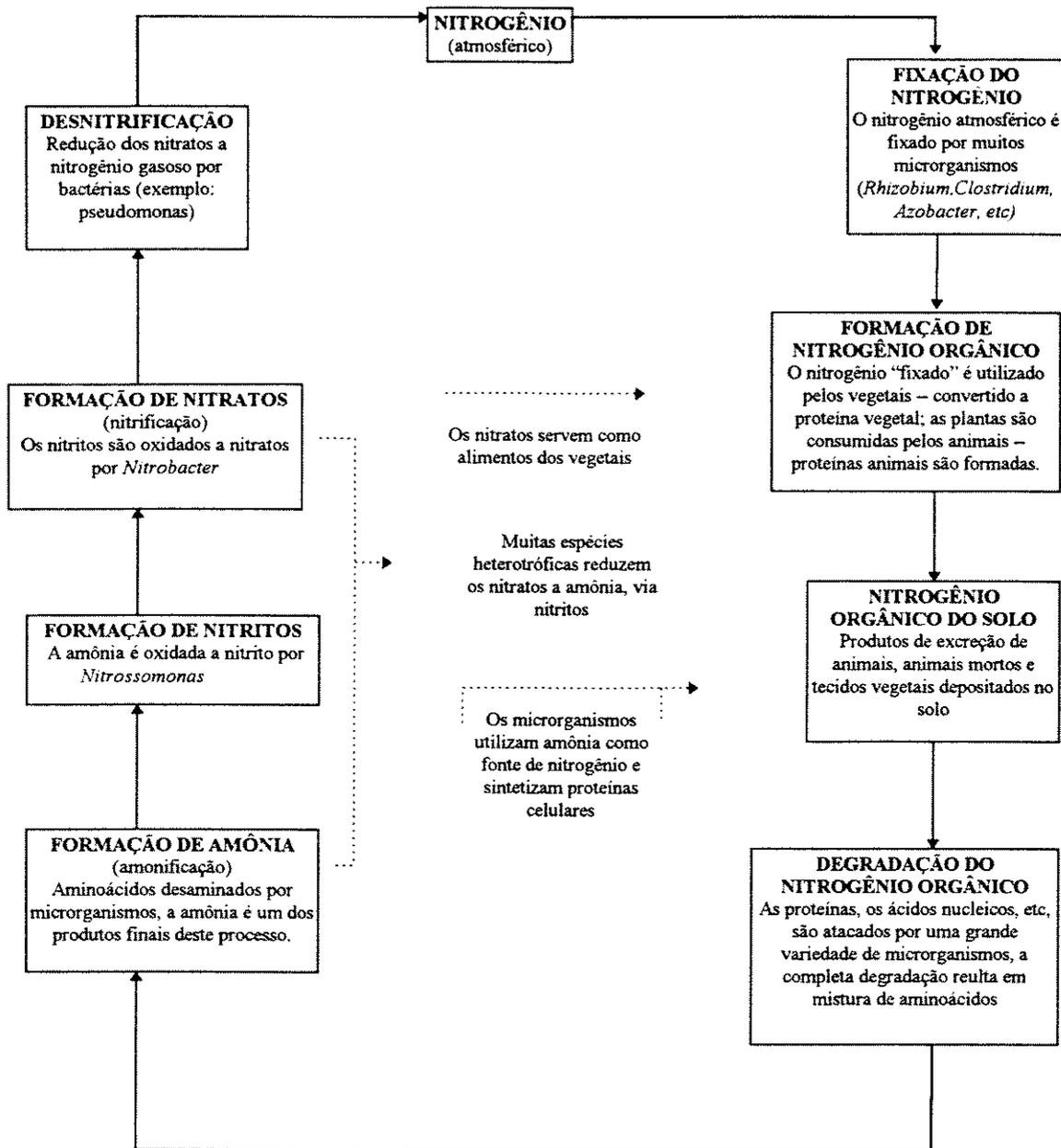


FIGURA 2.7. Ciclo do Nitrogênio na Natureza, mostrando o Papel dos Microrganismos

Fonte: Adaptado de PELCZAR (1980)

Na nitrificação-desnitrificação, a remoção do nitrogênio é realizada numa seqüência de dois passos de conversão. No primeiro passo (nitrificação) a amônia é oxidada a nitrato;

o nitrogênio apenas mudou de estado químico e não foi removido. Num segundo passo (desnitrificação) o nitrato é convertido em produtos gasosos, sendo transferidos da massa líquida para a atmosfera (METCALF e EDDY 1991).

2.6.2 NITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA

Segundo RUSSEL (1968), citado por CASARINI (1989), foram feitas observações por J. von LIEBIG sobre as formações de nitrato em solos que estavam sendo fertilizados com compostos nitrogenados. J. von LIEBIG acreditava que a amônia era essencial para as plantas e não sofria transformações no solo, enquanto os fisiologistas franceses reconheciam a importância dos nitratos e da nitrificação para a fertilidade do solo. Em consequência destas observações em 1877 e 1878, SCHOESING e MUNTZ, *in* CASARINI (1989), iniciaram os estudos de nitrificação e a importância e papel destas bactérias no solo para a agricultura. De acordo com RUSSEL (1968) a conversão de amônia para nitrito e deste até nitrato é efetuada no solo por dois microrganismos diferentes e foi descoberta por WARRINGTON entre 1878 e 1891. Entretanto, a primeira evidência experimental da nitrificação é atribuída a SCHOESING e MUNTZ que adicionaram esgoto sanitário em uma coluna preenchida com areia estéril e CaCO_3 . Durante vinte dias a concentração de amônia no líquido percolado permaneceu constante, porém após este período a amônia desapareceu e o nitrito começou a ser detectado. A transformação era interrompida quando a coluna era aquecida ou com a adição de antissépticos, reiniciando-se com a adição de pequenas quantidades de solo de jardim. WINOGRADSKY (1890), citado por CASARINI (1989), complementando estes estudos, descobriu que os agentes responsáveis pela nitrificação são bactérias.

Segundo PELCZAR (1980) existem alguns gêneros de bactérias capazes de efetuar as reações de nitrificação, mas somente os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* têm sido

estudados em detalhes. Alguns fungos são capazes de realizar a nitrificação heterotrófica; por exemplo, espécies do gênero *Aspergillus*. Durante muitos anos, as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* foram consideradas como autotróficas obrigatórias e estritamente aeróbias. Pesquisas recentes de vários laboratórios mostraram que o gênero *Nitrobacter winogradskyi* assimila compostos orgânicos de carbono. Esses microrganismos não crescem em meios usualmente empregados para o cultivo de heterotróficos (ex.: ágar nutritivo), mas se desenvolvem num meio salino contendo amônia ou nitrito.

De acordo com METCALF e EDDY(1991) a nitrificação é um processo autotrófico, isto é, a energia para o crescimento bacteriano é derivado pelos compostos de nitrogênio, em primeiro lugar a amônia. Os principais processos de nitrificação podem ser classificados como crescimento suspenso e crescimento fixo:

- crescimento suspenso: são processos de tratamento biológico nos quais os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou outros constituintes da água residuária para gases e tecido celular são mantidos em suspensão no líquido; e,
- crescimento fixo: são processos de tratamento biológico nos quais os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou outros constituintes da água residuária para gases e tecido celular são presos em meios inertes, tais como pedras, escórias ou materiais plásticos. Esses processos são também conhecidos como processos de filme fixo.

Segundo METCALF e EDDY (1991) os processos de nitrificação podem ser classificados em função da oxidação e da nitrificação. Quando a oxidação do carbono e a nitrificação são realizadas em um mesmo reator o processo é denominado de estágio único ou combinado e quando realizadas em reatores separados o processo é denominado de estágio separado.

Os organismos nitrificantes estão presentes em quase todos os processos de tratamento biológico aeróbio, mas geralmente o número deles é limitado. A capacidade de vários processos de lodo ativado para nitrificar tem sido correlacionada pela relação $DBO_5/\text{Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT)}$, conforme pode ser observado na Tabela 2.3.

O processo pode ser classificado como estágio combinado de oxidação de carbono e nitrificação para taxa $DBO_5/\text{NKT} > 5$ e como estágio separado de nitrificação para a taxa de $DBO_5/\text{NKT} < 3$.

TABELA 2.3 RELAÇÃO ENTRE A FRAÇÃO DE ORGANISMOS NITRIFICANTES E A TAXA DE DBO_5/TKN

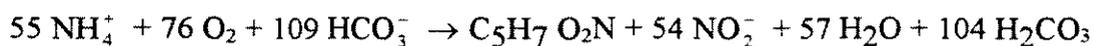
DBO_5/TKN	FRAÇÃO DE NITRIFICADORES
0,5	0,35
1,0	0,21
2,0	0,12
3,0	0,083
4,0	0,064
5,0	0,054
6,0	0,043
7,0	0,037
8,0	0,032
9,0	0,029

Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY (1991).

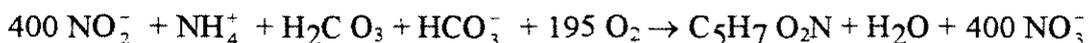
A nitrificação é o primeiro passo na remoção do nitrogênio pelo processo de nitrificação-desnitrificação.

Dois gêneros de bactérias são responsáveis pela nitrificação: *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. As *Nitrosomonas* oxidam amônia a nitrito. O nitrito é convertido a nitrato pelas *Nitrobacter*. A conversão da amônia para nitrito envolve uma série de reações que controlam todo o processo de conversão (GRADY, 1980). As equações 2.11 e 2.12, aproximadas, para as reações que ocorrem podem ser escritas da seguinte forma:

Para as *Nitrosomonas*: equação 2.11



Para as *Nitrobacter*: equação 2.12



São necessários aproximadamente 4,3 mg de O₂ por mg de nitrogênio-amônia oxidado a nitrogênio-nitrato. Na conversão, uma grande quantidade de alcalinidade é consumida: 8,64 mg de HCO₃⁻ por mg de nitrogênio-amônia oxidado. Deve ser notado que a mudança de nitrogênio-amônia não facilita a remoção do nitrogênio, mas elimina a demanda de oxigênio (METCALF e EDDY, 1991).

As bactérias nitrificantes são organismos sensíveis e suscetíveis a uma grande variedade de inibidores:

- Agentes orgânicos e inorgânicos podem inibir o crescimento e ação destes organismos;
- Altas concentrações de amônia e ácidos nitrosos podem ser inibitórios;
- Efeito do pH: existe uma faixa ótima, entre 7,5 a 8,6 , mas sistemas adaptados para valores de pH menores têm alcançado a nitrificação;
- A temperatura também exerce grande influência sobre o crescimento das bactérias nitrificantes, entretanto, a quantificação deste efeito tem sido difícil;
- Concentrações de oxigênio dissolvidos acima de 1,0 mg/l são essenciais para ocorrer a nitrificação (IRVINE e BUSCH, 1979).

DATAR e BHARGAVA (1988) investigaram os efeitos dos fatores ambientais, pH, alcalinidade, temperatura de digestão e matéria orgânica, sobre a nitrificação, durante a digestão aeróbia de lodos ativados e concluíram que :

- temperatura na faixa de 25°C a 30°C foi favorável para a nitrificação;

- a oxidação de carbonáceos foi encontrada em todas as temperaturas estudadas, de 5°C a 60°C e em torno de 30°C ocorreu a taxa máxima de oxidação;
- valores de pH na faixa de 6,5 a 8,0 foram ideais para a nitrificação; e,
- as duas fases da nitrificação: formação de nitrito e formação de nitrato podem ocorrer simultaneamente sob condições ambientais favoráveis.

HORAN e AZIMI (1992) avaliaram a capacidade de tolerância das bactérias nitrificantes, em lodo ativado, nas alterações da carga hidráulica e da concentração de nitrogênio. Reatores de mistura completa e plug-flow foram comparados sob as mesmas condições. Os dois reatores puderam tolerar um aumento de três vezes a carga hidráulica sem causar perda na eficiência da nitrificação. Um aumento na concentração de nitrogênio (na forma de amônia ou uréia), acima da faixa de 50 - 200 mg/l, produziu um leve aumento na concentração de amônia no efluente. Entretanto, em concentrações acima de 200 mg/l, as *Nitrobacter* foram inibidas e ocorreu um grande aumento tanto de amônia quanto de nitrito no efluente.

PALMGREN (1992) relata que, manter as bactérias nitrificantes em locais com baixas temperaturas, como por exemplo, em Lindingo/Suíça, onde no inverno a temperatura varia entre 8 a 10°C e no verão entre 16 a 17°C, tem sido um grande problema. Sendo, então, uma vantagem para os países tropicais.

Relata, ainda que, a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é menor do que a das bactérias heterotróficas, significando que maior idade de lodo deve ser mantida no processo biológico para o processo de estabilização da nitrificação.

Os processos de crescimento fixo ou suspenso podem ser realizados tanto em reatores para sistemas de estágio único quanto para sistemas de estágio separado.

Segundo RANDALL *et alii* (1992) a taxa de nitrificação no sistema de lodo ativado, em estágio separado, é mais rápida do que em sistemas de estágio único projetados para realizar a nitrificação e remoção de carbono num mesmo reator, por diversas razões:

- maior concentração de organismos nitrificantes no reator de estágio separado (segundo estágio) do que no reator de estágio único;
- menor competição por oxigênio dissolvido no segundo estágio do reator;
- taxa de nitrificação limitada pela taxa de desaminação (transformação do nitrogênio-orgânico em nitrogênio-amônia) no reator de estágio único; e,
- inibição heterotrófica de nitrificação no sistema de estágio único, possivelmente pela competição por nutrientes.

BRENNER (1990) estudando a modificação de pequenas estações de lodo ativado com recirculação, para melhorar a remoção de nitrogênio e controlar as propriedades de sedimentação, concluiu que:

- a remoção de carbonáceos orgânicos sob condições anóxicas pode suprimir o crescimento de microrganismos filamentosos no sistema, reduzindo os problemas de intumescimento no lodo; e,
- o volume aeróbio (parte) e taxa de recirculação são parâmetros operacionais potentes, os quais devem ser cuidadosamente selecionados, baseados na taxa de carbono/nitrogênio (C:N) do afluente.

O sistema experimental consistiu de quatro unidades com recirculação de lodo ativado, em escala de laboratório, usando resíduos sintéticos e água residuária com grandes quantidades de amônia. As unidades foram operadas variando as condições de operação tais como o tempo de retenção de sólidos, volume aeróbio e taxa de recirculação. O reator era dividido em duas câmaras, uma anóxica para a remoção simultânea de orgânicos e nitrogênio oxidado e a outra aeróbia, para a nitrificação e remoção do carbono orgânico

residual. A água residuária bruta era introduzida primeiro na câmara anóxica, a qual era misturada mas sem aeração. Esta câmara recebia o lodo que retornava do final do clarificador e a mistura líquida reciclada da aeróbia. Em tal experimento foi eliminado o fornecimento de oxigênio da seção de entrada e ocorreu recirculação da massa líquida da câmara aerada para a câmara sem aeração. Desta maneira os compostos orgânicos brutos serviam como fonte de carbono para a desnitrificação enquanto que um fornecimento contínuo de nitrato entrava na câmara sem aeração.

RANDALL *et alii* (1992) desenvolveram estudo comparativo entre o sistema biológico de remoção de nutrientes, incorporando a zona anaeróbia e anóxica e o sistema convencional aeróbio. Diante desse estudo, os autores concluíram que os sistemas biológicos para remoção de nutrientes necessitam de menor volume aerado para realizar nitrificação, do que os sistemas convencionais de lodo ativado completamente aeróbios, tratando a mesma água residuária e operando com o mesmo tempo de detenção celular e temperatura. O volume aeróbio é reduzido pelas seguintes razões:

- As concentrações de amônia disponíveis no sistema de remoção biológica de nutrientes, na zona aeróbia, são substancialmente menores do que nos sistemas completamente aeróbios.
- O aumento da concentração da biomassa em sistemas biológico de remoção de nutrientes teve um efeito insignificante sobre as taxas de nitrificação. Assim concluiu-se que o tempo de detenção celular é mais importante do que a concentração de sólidos suspensos voláteis na massa líquida.

Segundo GRAY (1989) em sistemas abertos de oxigênio puro, uma boa nitrificação é possível, já em sistemas fechados a nitrificação é reprimida devido a acumulação de dióxido de carbono, abaixo da massa líquida, o qual reduz o pH para 6,0, inibindo a bactéria nitrificante.

2.6.3 DESNITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA

A desnitrificação é o segundo passo na remoção do nitrogênio pelo processo de nitrificação-desnitrificação. É a redução do nitrato servindo como receptor terminal de hidrogênio para respiração microbiana na ausência do oxigênio molecular (GRADY, 1980).

A remoção do nitrogênio na forma de nitrato pela conversão para gás nitrogênio pode ser realizado biologicamente sob condições anóxicas. No passado, os processos de conversão eram identificados como desnitrificação anaeróbia. As principais etapas bioquímicas não são anaeróbias, mas preferivelmente modificações das etapas aeróbias, no entanto o uso do termo anóxico no lugar de anaeróbio é considerado apropriado (USEPA, 1975 citado por METCALF e EDDY, 1991).

As bactérias responsáveis pela desnitrificação são facultativas e utilizam as mesmas etapas bioquímicas que a respiração aeróbia e anaeróbia. As principais diferenças estão nas enzimas que catalizam a transferência de elétron terminal e seus lugares na cadeia de transporte do elétron (GRADY, 1980).

Existem dois tipos de enzimas envolvidas na redução do nitrato: assimilatória e desassimilatória. A redução assimilatória converte o nitrato em nitrogênio-amônia para uso das bactérias na biossíntese e funciona quando o nitrato é a única forma de nitrogênio disponível. A redução desassimilatória resulta na formação de gás nitrogênio a partir do nitrato (GRADY, 1980).

De acordo com METCALF e EDDY (1991) a conversão do nitrogênio-nitrato para uma forma facilmente removível pode ser realizado por muitos gêneros de bactérias. Incluídos nesta lista estão *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, e *Spirillum*. Estas bactérias são heterotróficas capazes de reduzir o nitrato por via

desassimilatória através de um processo de dois passos. O primeiro é a conversão do nitrato em nitrito e o segundo é a conversão de nitrito em produtos gasosos.

As reações para a redução do nitrato são:



Os três últimos compostos são produtos gasosos que podem ser lançados para a atmosfera.

Em sistemas desnitrificantes, a concentração de oxigênio dissolvido é um parâmetro crítico e dependendo das espécies bacterianas envolvidas, a presença de oxigênio irá reprimir o sistema de enzima necessário para a desnitrificação. Segundo IRVINE e BUSCH (1979) a concentração de oxigênio dissolvido necessária para ocorrer a desnitrificação deve ser menor que 0,5 mg/l. Outro fator relevante é a temperatura, que afeta a taxa de remoção do nitrato e a taxa de crescimento microbiano, pois os organismos são sensíveis à mudanças de temperatura.

Segundo GRADY (1980) a alcalinidade é produzida durante a conversão do nitrato em gás nitrogênio, resultando em um aumento no pH. O valor do pH ótimo está entre 7,0 e 8,0, com faixas ótimas diferentes para populações bacterianas diferentes.

Como na nitrificação, os principais processos também podem ser classificados como crescimento suspenso e crescimento fixo.

A bactéria anaeróbia obtém energia para crescimento através da conversão do nitrato em gás nitrogênio, mas requer uma fonte de carbono para a síntese celular.

Geralmente efluentes nitrificados contêm pouca matéria orgânica, portanto é necessária uma fonte externa de carbono, tal como metanol, açúcar e outros.

Conforme relata GRAY (1989), em sistemas convencionais, a sedimentação pode ser sensivelmente afetada se a desnitrificação ocorrer no tanque de sedimentação, causando um

levantamento do lodo. Uma solução é colocar um tanque anóxico antes do tanque de aeração.

SILVERSTEIN e SCHROEDER (1983) estudaram o desempenho do processo de lodo ativado no reator *batch* com nitrificação e desnitrificação variando o carregamento orgânico. O objetivo principal foi forçar a acumulação de compostos orgânicos na biomassa do lodo, podendo servir como fonte de energia endógena para a desnitrificação. Como a síntese bacteriana dos produtos armazenados de glicogênio e polibetahidroxibutirato (PHB), tem sido demonstrada na presença de excesso de carbono, foi esperado que a acumulação de compostos orgânicos poderia ocorrer no SBR pelo aumento do carregamento, isto é da taxa de enchimento. Eles assumiram que as condições anóxicas de enchimento não permitiam a oxidação total do carbono, havendo carbono orgânico residual para a desnitrificação ao mesmo tempo que a concentração do substrato era maximizada. O sistema experimental consistia de dois reatores com quatro litros cada, misturados com agitador magnético. Uma mistura adicional era fornecida com ar difuso durante o período de aeração. No final do ciclo operacional três litros de sobrenadante eram decantados, e um litro, incluindo o lodo sedimentado, era retornado. A solução de alimentação foi feita com sucrose, bactopectona e nutrientes inorgânicos. Foram usados dois afluentes de diferentes carregamentos orgânicos, sendo eles: 200 e 400 g/m³, de carbono orgânico total filtrável (FTOC), sendo referidos como baixo e alto carregamento e duas seqüências de testes; 4 e 6 horas para o período de nitrificação, denominado ciclos curto e longo, respectivamente e de 4 a 8 horas para o período de desnitrificação igualmente denominados ciclos curto e longo.

Os parâmetros de tempo médio de residência celular (MCRT) e a taxa de alimento/microrganismos (F/M) têm menor significado teórico em reatores tipo *batch* do que em sistemas de fluxo contínuo. São usados geralmente para comparações.

As características gerais de tratamento do sistema experimental do SBR foram similares a de outros processos de lodo ativado, operado com carregamento diário relativamente baixo. As concentrações de sólidos suspensos foram estáveis. A remoção de carbono orgânico foi excelente.

Tanto a nitrificação quanto a desnitrificação ocorreram e as características de sedimentação da biomassa do lodo foram muito boas, acima de dez meses de operação.

A remoção de carbono orgânico foi medida durante a operação. Cerca de 95% do carbono no afluente foram removidos com o final do período de aeração. Talvez o resultado mais importante é que 73% dos 83% do carbono orgânico foram removidos da fração filtrável no período final de enchimento sem aeração.

Quanto à nitrificação-desnitrificação a principal proposta foi investigar os efeitos do carregamento orgânico, usando carbono endógeno e uma fonte de energia.

Em todos os testes havia amônia, exceto em um onde o objetivo era medir a desnitrificação desassimilatória, isto é, o uso do NO_x como receptor de elétron e a que amônia inibe a assimilação dos compostos de nitrogênio oxidado dentro do material celular. A taxa de nitrificação foi maior no afluente que continha menor carga orgânica (200 g/m^3 de FTOC). A taxa de nitrificação aumentou um pouco, de 0,019 para 0,022 g /g MLSS x d com o aumento de duas horas do período de aeração, enquanto a oxidação da amônia foi mais do que o dobro. Isto não ocorreu com o afluente de 400 g/m^3 .

A desnitrificação nos dois SBR foi aproximadamente a mesma, 9,4 versus $9,7 \text{ g/m}^3$ de NO_x removido durante o período mais curto.

Foram obtidos resultados de carboidratos intracelulares menores que 2% nos sólidos suspensos da massa líquida, onde não confirmam a hipótese de que o glicogênio é sintetizado e então usado para substrato endógeno. De fato, a biomassa que recebeu uma

maior carga orgânica, continha menor fração de carboidrato intracelular do que o sistema com baixa carga orgânica.

Geralmente, a armazenagem dos produtos sintetizados é induzida pelo fornecimento do carbono orgânico em excesso e da fonte de energia, acompanhado pela limitação de alguns fatores essenciais para o crescimento, tais como nitrogênio ou fósforo.

No sistema com baixo carregamento a produção de sólidos aumentou com o aumento no período de aeração, de 0,73g para 0,91g sólidos/g DBO₅. Nas duas sequências do teste, com alto carregamento, o SBR tinha produção menor de sólidos, 0,57g sólidos/g DBO₅ no ciclo mais curto, diminuindo para 0,49 g sólidos/g DBO₅. A maior produção de sólidos no sistema com baixo carregamento pode ser justificada pelo aumento da taxa de nitrificação no sistema, pois as bactérias autotróficas nitrificantes fixam carbono inorgânico para síntese celular. Desta forma, a seqüência operacional do processo *batch* pode afetar a dinâmica da população do lodo. Por outro lado, a sobrevivência da população nitrificante acima de longos períodos anóxicos foi evidenciado, pois numerosos organismos na biomassa do lodo sobrevivem longos períodos de condições ambientais inóspitas. Quanto a taxa de nitrificação ser maior no afluente com menor carga orgânica, pode ser atribuído à competição dos organismos autotróficos e heterotróficos pela disponibilidade de O₂, quando grandes quantidades de substratos orgânicos estão presentes.

2.7 SISTEMA DE ANÁLISE POR INJEÇÃO EM FLUXO

Segundo FADINI (1995) “a análise por injeção em fluxo mais conhecida pela denominação de FIA, do inglês *Flow Injection Analysis*, tem em sua origem uma grande polêmica quanto a quem creditar a sua criação. Dois grupos de pesquisas, um dinamarquês, chefiado pelo Prof. Ruzicka e outro americano, do Prof. Stewart, foram tema de muita controvérsia na literatura, o que comprova a importância da técnica, uma vez que a

indiferença é a maneira com que comumente a comunidade científica demonstra a pequena importância de uma inovação (VALCARCEL e LUQUE de CASTRO, 1984); contudo, quem primeiro na literatura utilizou a denominação *Flow Injection Analysis* foi o grupo dinamarquês (RUZICKA e HANSEN, 1975)”.

Em geral, o processo de análise química por injeção em fluxo contínuo, pode ser dividido em quatro partes: propulsão dos fluidos; injeção da amostra; reação; e, detecção.

A idéia central do processo é manter em fluxo contínuo e uniforme um fluido carregador, que pode ser inerte ou reativo, bem como reagentes, que após um determinado percurso hidráulico, no qual podem ser inseridos os mais diversos dispositivos, são levados até um detetor, sendo que por intermédio de um aparato denominado de injetor, a amostra é inserida no fluxo carregador com o qual pode reagir ou simplesmente ser transportada até uma confluência onde encontre um reagente, que em contato com o analito, ocasiona a formação de uma espécie química passível de detecção.

A propulsão dos fluidos normalmente se dá por intermédio de uma bomba peristáltica equipada com tubos de material polimérico flexível. É importante que a bomba possua torque e número de roletes adequados para a manutenção de um fluxo constante, sem pulsações que possam comprometer a perfeita reprodutibilidade dos intervalos de tempo consumidos entre a inclusão da amostra no fluxo e sua chegada no sistema de detecção.

A injeção da amostra pode ser efetuada por meio de válvulas de várias vias que sofrem comutação frente a um acionamento elétrico ou através de injetores manuais que uma vez movidos de posição, propiciam a inserção de volumes constantes da amostra no fluxo.

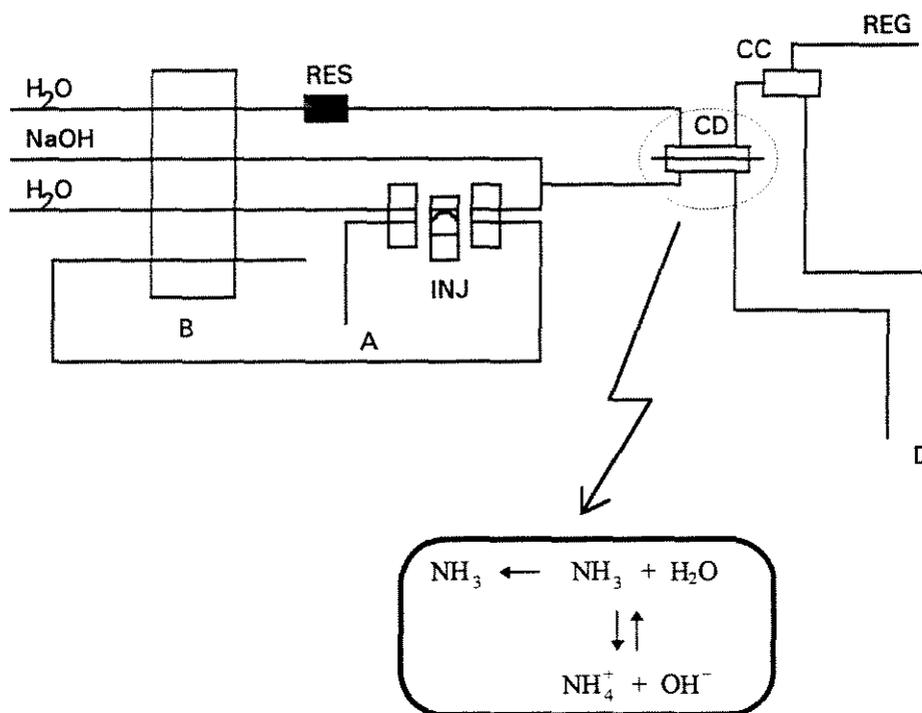
A reação ocorre durante o percurso entre o injetor e o sistema de detecção; nos casos em que este tempo não é longo o suficiente para que a reação não se processe numa

extensão tal que leve à formação de uma quantidade quantificável da espécie em que o analito é detectável, o percurso pode ser aumentado pela inserção de bobinas de tubo em espiral. Tais bobinas podem também ser utilizadas para melhorar as condições de mistura da amostra com os reagentes.

O sistema de detecção pode empregar as mais variadas técnicas, como condutimetria, espectrofotometria UV/visível, potenciometria, espectroscopia de absorção atômica ou outros detectores que possam vir a ser adaptados ao sistema (FADINI, 1995).

O método condutimétrico por injeção de fluxo desenvolvido por PASQUINI e FARIA (1987, 1991) foi aplicado para a determinação da amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico após digestão Kjeldahl. A Figura 2.8 mostra uma montagem do sistema FIA em confluência. A amônia é injetada com solução alcalina (NaOH-EDTA), passando a mistura através de uma célula de difusão. A amônia liberada é coletada por um fluxo de água deionizada, passando através da célula de condutância.

As concentrações de nitrato e nitrito serão determinadas depois da redução para amônia em meio alcalino, usando uma coluna com zinco metálico. A especiação é alcançada adicionando ácido sulfanílico, para complexar o nitrito e impedir sua redução à amônia. O nitrogênio Kjeldahl após a digestão é determinado pela confluência da amostra injetada com solução alcalina (NaOH-EDTA), sem coluna de zinco.



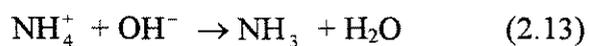
B: Bomba peristáltica
 A: Captação da amostra
 CD: Cella de difusão de gás
 CC: Cella de condutividade

INJ: Injetor de amostra
 RES: Coluna contendo resina mista de troca iônica
 REG: Registrador potenciométrico
 D: Descarte

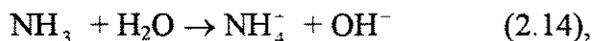
FIGURA 2.8. Montagem do Sistema FIA em Confluência

Fonte: Adaptado de FADINI (1995).

A montagem baseia-se na passagem do íon amônio, meio básico, para o gás amônia, conforme ilustra a equação 2.13:



e no posterior estabelecimento do equilíbrio representada pela equação 2.14:



que confere um incremento de condutividade ao fluxo de água destilada desionizada.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão apresentados os materiais utilizados bem como as metodologias necessárias para o processo experimental.

3.1 MATERIAIS

O sistema experimental consistia de um reator do tipo batelada, em escala de laboratório, constituído em material acrílico. O volume do reator era de 12,0 litros sendo que 10,0 litros para o tratamento do afluente e os dois litros restantes para armazenamento do lodo.

O reator possuía um orifício com mangueira para drenagem do sobrenadante e para a manutenção do nível de lodo; uma bomba de aquário para aeração; um misturador para homogeneização do sobrenadante; e, uma bomba peristáltica utilizada para os períodos de enchimento, segundo o esquema de montagem do reator mostrado na Figura 3.1.

Para as análises da série de nitrogênio foi utilizado o método condutimétrico-*F.I.A.*, conforme descrito no item 2.7. e apresentado na Figura 3.2, com os seguintes equipamentos, reagentes e padrões:

- bomba peristáltica; coluna com resina para troca iônica; microválvula com três caminhos; injetor; coluna retentora com zinco; cela de difusão da amônia; cela de condutividade; condutivímetro; registrador; tubos de polietileno; teflon (PTFE comercial);

- solução de Hidróxido de Sódio 0,2M e 1,0% EDTA; solução de Hidróxido de Sódio 3,0M e 1% EDTA; solução padrão de amônia e nitrato em concentração igual a 1000 mg/l, obtidas de reagente analítico de sulfato de amônio e nitrato de potássio, respectivamente; zinco metálico e sulfato de cobre (CuSO_4).

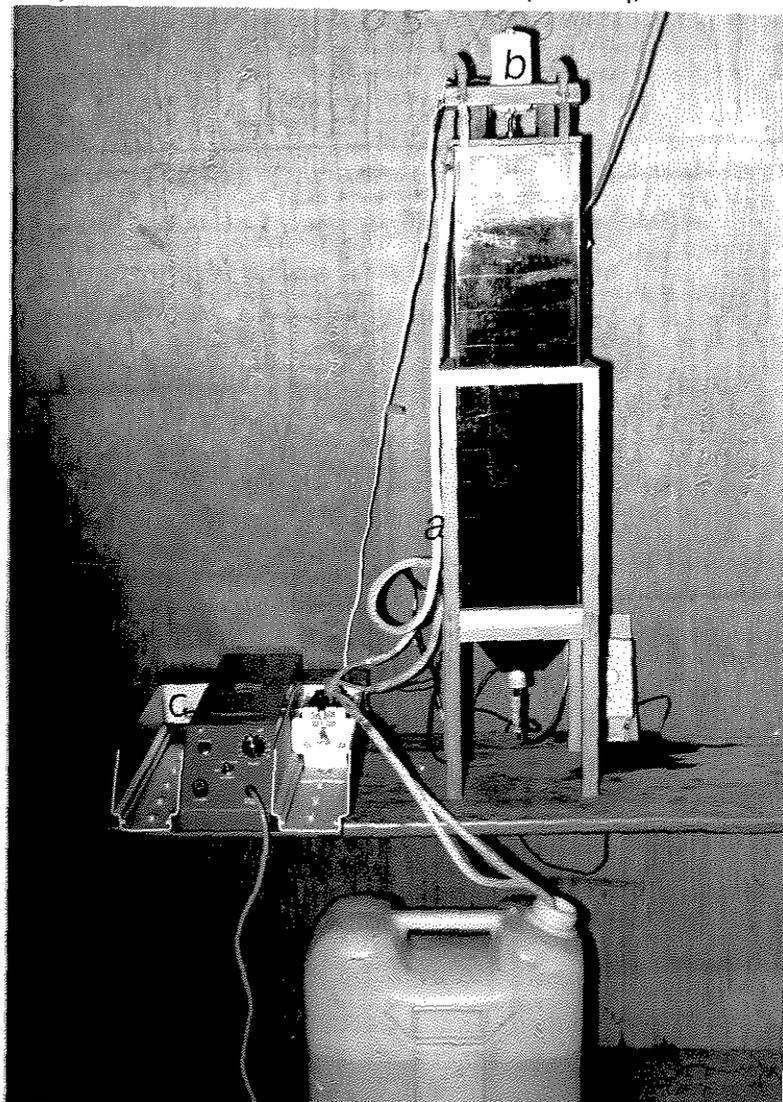


FIGURA 3.1 Esquema de Montagem do Reator.

- a-orifício com mangueira
- b-misturador
- c-bomba peristáltica

O experimento foi dividido em duas fases, a primeira utilizando substrato sintético e a segunda usando esgoto sanitário bruto.

O substrato sintético simulava um esgoto sanitário bruto. A sua utilização teve como objetivos: comparar os resultados obtidos destes com os resultados obtidos do esgoto sanitário, manter alguns parâmetros de análise constantes, bem como a vantagem de ausência de patogênicos para o seu manuseio. A Tabela 3.1 apresenta sua composição. Semanalmente era preparado um substrato sintético concentrado, sendo armazenado em geladeira em uma temperatura próxima de 4°C, fazendo-se a diluição necessária para cada alimentação no reator. Foi determinado que o substrato tivesse uma demanda química de oxigênio em torno de 900 mg/l, portanto, foram realizadas análises prévias de demanda química de oxigênio, com diferentes diluições para que essa concentração fosse mantida ao longo desta etapa experimental. Chegou-se então a uma relação de 4 ml de substrato para 1000 ml de água destilada, portanto uma diluição de 250 vezes.

TABELA 3.1. COMPOSIÇÃO DO SUBSTRATO SINTÉTICO

COMPONENTE	CONCENTRAÇÃO (g/l)
GLICOSE	160
PEPTONA	48
LAB LENCO	32
BICARBONATO DE AMÔNIO	8,0
ORTOFOSFATO DE POTÁSSIO	8,0
BICARBONATO DE SÓDIO	8,0
CARBONATO DE CÁLCIO	8,0
SULFATO FERROSO	8,0
SULFATO DE MAGNÉSIO	0,2
CLORETO DE POTÁSSIO	0,2
CLORETO DE COBALTO	0,04

Fonte: FORESTI (1987)

O esgoto sanitário bruto foi coletado na Estação Depuradora de Esgoto do bairro Cambuí de Campinas-SP, na entrada da caixa de areia. Suas “características” estão apresentadas na Tabela 3.2. Esta caracterização não representa com fidelidade o esgoto proveniente da estação, pois ela é resultante de amostra pontual e expedita.

TABELA 3.2. CARACTERÍSTICAS DO SUBSTRATO SINTÉTICO E DO ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)	
	SUBSTRATO SINTÉTICO (*)	ESGOTO SANITÁRIO (**)
DQO	924	474
DBO ₅	501	222
N-NH ₃	5,4	29
N-NO ₃	0	6
N-ORG.	23	33
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ / l)	50	131
pH (adimensional)	8,0	7,3

(*) Média das análises referentes às bateladas 1 e 2.

(**) Amostra pontual do esgoto sanitário, coletado na entrada da caixa de areia.

Cada ciclo de teste do reator ficou denominado de batelada. Inicialmente fez-se um plano para realização das bateladas com substrato sintético, conforme apresenta a Tabela 3.3, baseado no trabalho de SILVERSTEIN e SCHROEDER, 1983. O planejamento das bateladas com o esgoto sanitário seria feito após os resultados obtidos das bateladas com substrato sintético.

A Tabela 3.3 apresenta a duração dos períodos dos ciclos sendo:

- Enchimento sem aeração e com agitação, variando de 2 a 4 horas;
- Aeração com agitação (nitrificação), de 4 horas;
- Agitação sem aeração (desnitrificação), variando de 2 a 6 horas;
- Sedimentação, de 1 hora.

A variação do tempo de enchimento tem como objetivo avaliar possíveis reações nestes intervalos, tais como remoção de matéria orgânica ou transformação de alguma forma de nitrogênio.

A fase de nitrificação, período de aeração com agitação, foi fixada em 4 horas, pois segundo trabalhos consultados (METCALF e EDDY, 1991; SILVERSTEIN e SCHROEDER, 1983) a nitrificação era obtida com tempo de reação variando entre 3 e 6 horas.

A variação do tempo de agitação sem aeração na fase de desnitrificação, tem como objetivo avaliar o menor tempo para a ocorrência da desnitrificação do afluente.

O tempo previsto para a sedimentação foi fixado em 1 hora, tendo como base o trabalho de SILVERSTEIN e SCHROEDER (1983).

TABELA 3.3. PLANO INICIAL PARA A REALIZAÇÃO DAS BATELADAS COM SUBSTRATO SINTÉTICO

PERÍODO DO CICLO	BATELADA								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	DURAÇÃO DAS BATELADAS (Horas)								
ENCHIMENTO/AGITAÇÃO (SEM AERAÇÃO)	2	2	2	3	3	3	4	4	4
AERAÇÃO/ AGITAÇÃO (NITRIFICAÇÃO)	4	4	4	4	4	4	4	4	4
AGITAÇÃO SEM AERAÇÃO (DESNITRIFICAÇÃO)	2	4	6	2	4	6	2	4	6
SEDIMENTAÇÃO E REMOÇÃO	1	1	1	1	1	1	1	1	1
REPOUSO	15	13	11	14	12	10	13	11	9
TOTAL	24	24	24	24	24	24	24	24	24

De acordo com os resultados apresentados nas Tabelas de A-1 a A-7 do Anexo A e discutidos no item 5, houve a necessidade de alterar o plano inicial das bateladas com substrato sintético, conforme é apresentado na Tabela 3.4.

TABELA 3.4. BATELADAS REALIZADAS NO EXPERIMENTO COM SUBSTRATO SINTÉTICO

PERÍODO DO CICLO	BATELADA					
	1	2	3	4	5	6
	DURAÇÃO DAS BATELADAS (Horas)					
ENCHIMENTO/AGITAÇÃO (SEM AERAÇÃO)	2	2	2	2	2	2
AERAÇÃO/ AGITAÇÃO (NITRIFICAÇÃO)	4	4	4	4	4	6
AGITAÇÃO SEM AERAÇÃO (DESNITRIFICAÇÃO)	2	4	2	4	—	—
SEDIMENTAÇÃO E REMOÇÃO	1	1	1	1	1	1
REPOUSO	15	9	15	9	17	15
TOTAL	24	24	24	24	24	24

Para a realização das bateladas com esgoto sanitário, os ciclos não foram previamente definidos e sim na medida em que os resultados eram gerados, originando, então, a Tabela 3.5, conforme descrito no item 5.1.1. Em razão da dificuldade em se obter nitrificação, foi suprimida a etapa de desnitrificação.

TABELA 3.5. BATELADAS REALIZADAS COM ESGOTO SANITÁRIO

PERÍODO DO CICLO	BATELADA						
	1	2	3	4	5	6	7
DURAÇÃO DAS BATELADAS (Horas)							
ENCHIMENTO/AGITAÇÃO (SEM AERAÇÃO)	2 (**)	2	2	2	3	4	2
AERAÇÃO/ AGITAÇÃO (NITRIFICAÇÃO)	6	6	4	4	6	6	6
SEDIMENTAÇÃO E REMOÇÃO	1	1 (*)	1	1	1	1	1
REPOUSO	15	15	17	17	14	13	15
TOTAL	24	24	24	24	24	24	24

(*) Foi realizada com 30 minutos

(**) Foi realizada com 1 hora e 45 minutos

O plano de amostragem das análises realizadas nas amostras em cada ciclo do reator está apresentado na Tabela 3.6. Como pode ser observado nesta Tabela os parâmetros foram: N-NH₃, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-org., N-Kjeldahl, sólidos suspensos totais e voláteis, DBO₅, DQO, OD, alcalinidade e pH.

TABELA 3.6. PLANO DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES POR CICLO

PARÂMETRO	AMOSTRAGEM					
	AFLUENTE	ENCHI- MENTO	AERAÇÃO/ AGITAÇÃO	AGITAÇÃO SEM AERACÃO	EFLUENT E DECANT.	LODO
N – NH ₃ (mg/l)	X	X	X	X	X	X
N – NO ₂ (mg/l)	X	X	X	X	X	X
N – NO ₃ (mg/l)	X	X	X	X	X	X
N-ORG(mg/l)	X	X	X	X	X	X
N-K(mg/l)	X	X	X	X	X	X
S.S.T(mg/l)	X	—	—	—	—	X
S.S.V(mg/l)	X	—	—	—	—	X
DBO ₅ (mg/l)	X	X	X	X	X	—
DQO(mg/l)	X	X	X	X	X	—
O.D.(mg/l)	X	X	X	X	X	—
ALCALINIDADE (mg/l como CaCO ₃)	X	X	X	X	X	—
pH (adimensional)	X	X	X	X	X	—

Nota: As amostras foram coletadas com aproximadamente três minutos da finalização de cada ciclo operacional

3.2 MÉTODOS

Nos itens 3.2.1 a 3.2.6 serão apresentadas as metodologias que foram utilizadas durante a realização do processo. São elas: a partida do reator; adaptação dos

microrganismos ao substrato sintético; inoculação das bactérias do extrato de solo; cultivo das bactérias nitrificantes; correção do pH e da alcalinidade; bateladas.

Para iniciar o processo experimental foi necessária a formação do lodo, necessitando de um período, admitido de três meses para a estabilização da população das bactérias nitrificantes e também para atingir uma concentração favorável de sólidos suspensos no reator.

De acordo com METCALF e EDDY(1991) a faixa de sólidos suspensos totais em reatores tipo *batch* é de 1500 a 5000 mg/l. Como a concentração de sólidos suspensos voláteis é de aproximadamente 80% da concentração de sólidos suspensos totais, foi considerado para o estudo um valor mínimo de 1000 mg/l para os sólidos suspensos voláteis no reator. Esperava-se atingir esses valores com volume de lodo de aproximadamente 2,0 litros.

Para a formação do lodo e das bactérias necessárias para o processo, o reator foi preenchido com esgoto sanitário em sua capacidade máxima de 12,0 litros, sendo alimentado diariamente conforme a metodologia descrita no item 3.2.1. A alimentação nesta etapa foi feita manualmente.

3.2.1 PARTIDA DO REATOR

Denominou-se partida do reator a etapa compreendida desde o primeiro enchimento com esgoto bruto até o momento em que a concentração de sólidos suspensos voláteis no reator atingiu 1000 mg/l.

Como a primeira fase do experimento foi realizada com substrato sintético, houve a necessidade de adaptação dos microrganismos, conforme apresenta o item 3.2.1.1. Portanto, a partida do reator teve duas etapas. A primeira utilizando esgoto sanitário até o volume de

lodo atingir aproximadamente um litro e a segunda utilizando substrato sintético, também esperando atingir mais 1,0 litro de lodo, completando os dois litros reservados para tal fim.

A partida do reator foi feita com esgoto sanitário bruto, o qual foi coletado de duas a três vezes por semana e armazenado em geladeira numa temperatura de aproximadamente 4°C. Antes de ser utilizado, o esgoto permaneceu fora da geladeira até atingir temperatura ambiente e o reator foi carregado em sua capacidade máxima, permanecendo com aeração contínua até a próxima alimentação.

A metodologia utilizada foi baseada no trabalho de DORNELLAS (1993). O procedimento adotado foi o seguinte:

1. Desligava-se a aeração por um período de trinta minutos a uma hora, até que ocorresse a separação do material sólido-líquido; e,
2. Drenava-se mais ou menos metade do volume de líquido sobrenadante e substituía-se pelo mesmo volume com esgoto sanitário. O processo de substituição de esgoto foi feito diariamente, até se conseguir a concentração de sólidos suspensos voláteis no reator de 1000 mg/l. Após conseguir este valor foi dado início nas bateladas, conforme explicitado no item 3.2.3.

Foram coletadas amostras de lodo para análises de sólidos suspensos voláteis e para observações microscópicas.

3.2.1.1 ADAPTAÇÃO DOS MICRORGANISMOS AO SUBSTRATO SINTÉTICO

Para iniciar o uso do substrato sintético, ainda na partida do reator, foi necessária a adaptação dos microrganismos ao substrato; quando o volume de lodo no reator atingiu aproximadamente um (1,0) litro foi iniciada a alimentação de substrato sintético no reator, para começar a fase de adaptação dos microrganismos. O volume inicial de substrato

sintético substituído foi de três (3,0) litros, aumentado-se gradualmente ao longo de dez dias até atingir dez (10,0) litros, capacidade máxima de afluente no reator.

Foram coletadas amostras de lodo para análise dos sólidos e para observações microscópicas.

3.2.2 ALIMENTAÇÃO DO REATOR

A substituição do sobrenadante que permanecia com aeração de um dia para o outro (aproximadamente 24 horas) com aeração no reator, ficou denominada de alimentação. Esta era feita diariamente e manualmente, seguindo a mesma metodologia descrita no item 3.2.1, exceto nos dias de realização das bateladas. Mesmo após ter atingido a concentração de sólidos suspensos totais no lodo, a alimentação era feita diariamente, pois os microrganismos necessitam de alimento; sendo que a taxa de utilização do substrato (F/M) é recomendado variar entre 0,05 a 1,0 para que estes não entrem em fase endógena (METCALF e EDDY, 1991).

3.2.3 BATELADAS

As bateladas foram realizadas em média a cada duas semanas, pois as análises das amostras e dos resultados obtidos, demandavam quatro dias.

Conforme descrito no item 3.2.2 a alimentação era feita diariamente. No dia antecedente à realização da batelada o seguinte procedimento era realizado:

1. No período da manhã alimentava-se o reator normalmente;
2. No período da tarde, desligava-se o aerador, por um período de uma hora até que ocorresse a separação do material sólido-líquido;
3. Drenava-se o sobrenadante, permanecendo somente o lodo; e,
4. O aerador era novamente ligado, porém com menor intensidade.

No dia seguinte, antes de iniciar a batelada, desligava-se o aerador e coletava-se uma amostra de lodo;

A batelada era ,então, iniciada seguindo o procedimento abaixo:

1. Período de enchimento: realizado com bomba peristáltica, que levava o afluente de um galão para o reator. A mistura da massa líquida era realizada com um agitador mecanizado, porém esta só ocorria após o preenchimento da metade do volume do reator;
2. Período de aeração com agitação: neste período ligava-se o aerador e permanecia com o agitador ligado
3. Período de agitação sem aeração: neste período desligava-se o aerador permanecendo somente a agitação;
4. Período de sedimentação: neste período desligava-se o aerador e a agitação, para separação do material sólido-líquido.
5. Período de drenagem: após o período de sedimentação o afluente tratado era drenado e uma amostra do lodo era coletada; e,
6. Período de repouso: somente o lodo permanecia no reator com aeração, até o dia seguinte quando novamente seria alimentado.

As amostras do sobrenadante foram coletadas no término de cada ciclo, após três minutos aproximadamente, deixando ocorrer a separação do material sólido-líquido antes da coleta. Estas eram armazenadas em geladeira numa temperatura de 4°C e analisadas no dia seguinte, num período inferior a 24 horas, exceto as análises de O.D., pH e alcalinidade realizadas no mesmo dia da batelada.

3.2.4 INOCULAÇÃO DAS BACTÉRIAS DO EXTRATO DE SOLO

Uma vez que a nitrificação não estava ocorrendo, conforme relata o item 5.1.2, tentou-se inocular as bactérias nitrificantes com extrato de solo.

Segundo ROUGIEX (1964) o solo constitui-se num grande reservatório de bactérias inclusive as nitrificantes, razão pela qual foi utilizado como fonte desses microrganismos. Foi preparado um extrato de solo para posterior inoculação, com o objetivo de promover uma cultura adaptada dentro do reator. A seguinte técnica foi utilizada:

- Coletaram-se 100 gramas de solo, rico em matéria orgânica, de uma profundidade de aproximadamente 10cm; as raízes existentes foram retiradas através da peneira de 2mm de diâmetro; o solo foi colocado em um bequer, adicionando 100ml de água destilada; o conteúdo era agitado por 5 minutos, e deixado em repouso até ocorrer a separação do material sólido-líquido e foi filtrado em papel de filtro Whatman 41. Este líquido foi colocado no reator juntamente com o esgoto sintético para ser incorporado ao lodo. A alimentação do reator continuou normalmente com o esgoto sintético. Após 14 dias foi feita uma nova inoculação com o extrato de solo, seguindo o mesmo procedimento.

3.2.5 CULTIVO DAS BACTÉRIAS NITRIFICANTES

Após os resultados insatisfatórios da batelada 3, conforme apresentado no item 5.1.1, foram realizadas incubações de bactérias nitrificantes.

Para cultivar as bactérias nitrificantes, foi coletada nova amostra de solo, seguindo o mesmo procedimento realizado no item 3.2.4. A partir do extrato deste solo adotou-se a técnica de incubação, segundo ROUGIEX (1964), a qual utiliza um meio de cultura específico para o cultivo das bactérias nitrificantes, com o objetivo de confirmar a presença destas bactérias.

Para confirmar a presença destas bactérias em meio líquido foi utilizada a técnica de semeadura *pour plate* em meio sólido, utilizando o mesmo meio de cultura, porém adicionando agar a 2%. Para a manutenção da cultura, o meio líquido foi repicado semanalmente.

3.2.6 CORREÇÃO DO PH E DA ALCALINIDADE

De acordo com a literatura pesquisada, alguns fatores interferem na nitrificação, como por exemplo a alcalinidade e o pH.

Como o pH do substrato sintético após a mistura com o lodo foi insuficiente para realizar a nitrificação, conforme descrito no item 5.1.1, foram adicionados Carbonato de Sódio (Na_2CO_3) e Bicarbonato de Sódio (NaHCO_3) para alterar o pH e a alcalinidade, no período de enchimento. Para isto foram realizados testes prévios em pequenas amostras, antes de adicioná-los no reator, para não ocorrer um comprometimento do lodo.

3.2.7 TESTE DE BANCADA DE LABORATÓRIO

Numa mesa agitadora foram colocados 3 frascos erlenmeyer de 250 ml, colocando em cada um volume de lodo proporcional ao existente no reator e completando-os com substrato sintético nas mesmas características utilizadas para as bateladas. Os frascos ficaram denominados de amostra 1, amostra 2 e amostra 3.

Para a amostra 1, o lodo foi retirado do reator com extrato de solo e com correção de pH e alcalinidade.

Para a amostra 2, o lodo foi retirado do reator com extrato de solo, porém sem correção de pH e alcalinidade.

Na amostra 3, o lodo estava sem extrato de solo pois este foi retirado de um reator de outra pesquisa, porém, com as mesmas características deste estudo, sendo que o substrato sintético utilizado era o mesmo e não tinha sofrido nenhum tipo de inoculação.

3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp. A Tabela 3.7 apresenta os métodos utilizados em cada análise.

TABELA 3.7. MÉTODOS UTILIZADOS NAS ANÁLISES

PARÂMETROS	MÉTODO
NH ₃	<i>F.I.A</i> (condutimétrico)
NO ₂	<i>F.I.A</i> (condutimétrico)
NO ₃	<i>F.I.A</i> (condutimétrico)
N-K	Semi-micro Kejeldhal (4500-Norg -C), seguido por <i>F.I.A</i>
S.S.T.	Sólidos Suspensos Totais secos a 103° a 105° C, Standard Methods (2540)
S.S.V.	Sólidos Suspensos Voláteis calcinados a 550°C, Standard Methods (2540)
DBO ₅	Standard Methods (5210-C)
DQO	Refluxo Fechado, Titulométrico, Standard Methods (5220-C)
O.D.	Modificado de Azida, Standard Methods (4500-OC)
pH	Medida direta com potenciômetro
Alcalinidade	Alcalinidade, Standard Methods (2320-B)

Foi dada uma ênfase ao método *F.I.A*-condutimétrico, o qual está descrito no item 2.7, utilizado para as análises da série de nitrogênio; uma vez que estas são as principais da pesquisa e também por ser um método novo que merece maior atenção por suas diversas vantagens sobre os métodos convencionais.

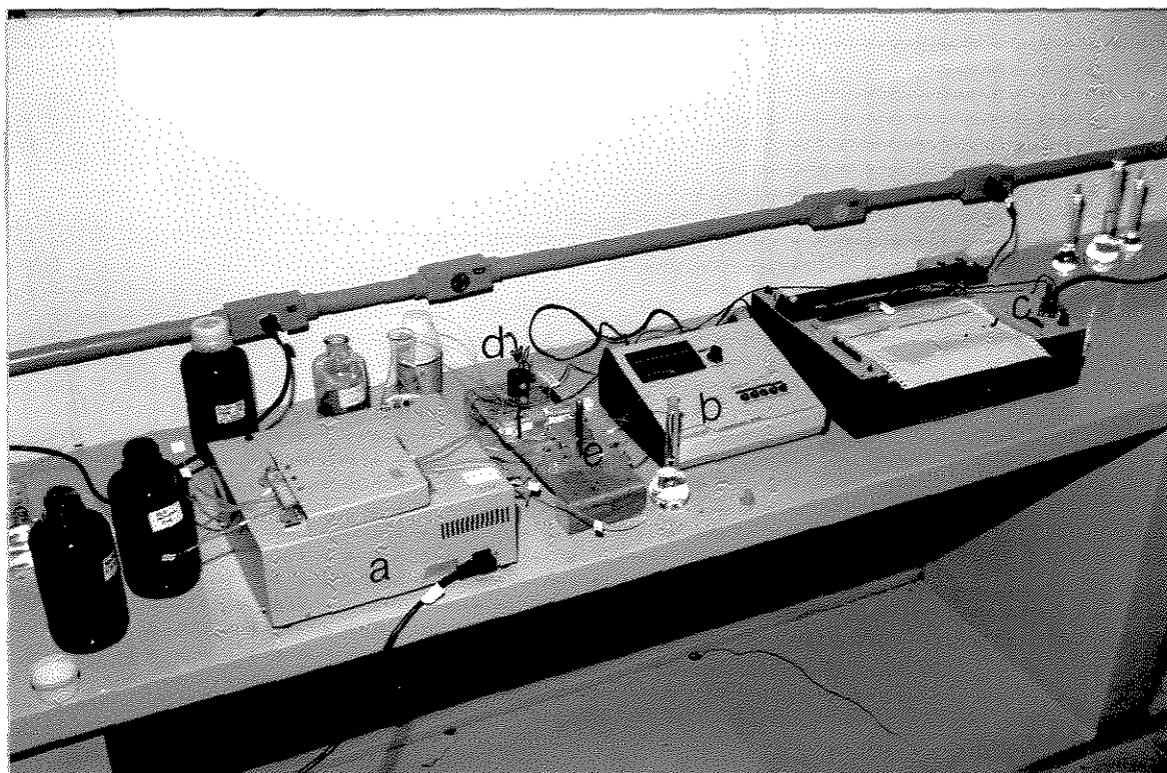


FIGURA 3.2 Sistema de Montagem F.I.A.

- a-bomba peristáltica
- b-condutivímetro
- c-registrador
- d-cela de condutância
- e-injetor
- f-cela de difusão da amônia

4. RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos na fase experimental, de acordo com os parâmetros avaliados e as bateladas realizadas.

A trabalho experimental teve início em novembro de 1993, sendo finalizada em outubro de 1994. A fase com substrato sintético foi de novembro de 1993 a maio de 1994, e a fase com esgoto sanitário foi de maio a outubro de 1994.

4.1 BATELADAS

De acordo com as metodologias apresentadas no item 3, foram realizadas 13 bateladas, sendo 6 com substrato sintético e 7 com esgoto sanitário. Foi realizado também um teste de bancada de laboratório, com substrato sintético.

4.2 PARÂMETROS ANALISADOS

Os parâmetros analisados com a realização das bateladas foram: Nitrogênio-Amoniacal ($N-NH_3$), Nitrogênio-Nitrito ($N-NO_2^-$), Nitrogênio-Nitrato ($N-NO_3^-$), Nitrogênio-Orgânico (N-Org.), Nitrogênio-Total (N-Total), Sólidos Suspensos Totais (S.S.T.), Sólidos Suspensos Voláteis (S.S.V.), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Demanda Química de Oxigênio (D.Q.O.), Alcalinidade, Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH) e Temperatura. Foram também feitas algumas observações microscópicas para avaliar os microrganismos presentes no lodo. Os resultados obtidos estão apresentados nas Tabelas do Anexo A e, de forma gráfica, nas Figuras do Anexo B.

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo serão discutidos os resultados gerados durante toda a fase experimental.

A discussão dos resultados da nitrificação será feita uma para o substrato sintético e outra para o esgoto sanitário, pois merece maior atenção uma vez que este é o escopo do trabalho, enquanto que os resultados das análises de DBO_5 , DQO, Sólidos, O.D, Alcalinidade, pH e as observações microscópicas, serão discutidos conjuntamente.

5.1 BATELADAS COM SUBSTRATO SINTÉTICO

De acordo com a metodologia apresentada no item 3.2.1 baseada no trabalho de DORNELLAS (1993), as bateladas foram iniciadas com concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo em torno de 13000 mg/l, permitindo o início da operação no sistema. Foi necessário um tempo de aproximadamente três meses para atingir esta concentração. A concentração de sólidos suspensos voláteis no reator foi estipulada de forma a obter-se uma concentração final mínima de aproximadamente 1000 mg/l, após o enchimento do reator com o substrato.

5.1.1 NITRIFICAÇÃO

Foram realizadas as duas primeiras bateladas, 1 e 2, com substrato sintético, conforme períodos descritos na Tabela 3.3 e resultados apresentados nas Tabelas A-1 e A-2 do Anexo A. Verifica-se que a nitrificação não ocorreu, pois não foi detectado nitrito nem

nitrito nas amostras, no período de aeração com agitação. Fez-se o levantamento dos fatores que possivelmente estivessem prejudicando o processo e foram estipuladas algumas hipóteses:

- Ausência das bactérias nitrificantes; e,
- pH e alcalinidade insuficientes.

Diante de tais apontamentos, o plano inicial para a realização das bateladas com substrato sintético apresentado na Tabela 3.3, ficou comprometido, pois a duração dos períodos dos ciclos foram alterados de acordo com os resultados gerados no decorrer das bateladas; portanto, as de 1 a 7 tiveram os períodos dos ciclos realizados de acordo com a Tabela 3.4.

Embora a literatura relate que os organismos nitrificantes estão presentes em quase todos os processos de tratamento biológico aeróbio (METCALF e EDDY, 1991) pode não ter ocorrido a adaptação destes microrganismos ao substrato sintético. Tentou-se sanar o problema das bactérias nitrificantes através de inoculações com extrato de solo, conforme metodologia apresentada no item 3.2.4. Após 16 dias daquelas inoculações, foi realizada a batelada 3 com substrato sintético, com os períodos do ciclo apresentados na Tabela 3.4. Após os resultados e também sem sucesso quanto a nitrificação nesta batelada, foram realizadas incubações de bactérias nitrificantes, segundo metodologia proposta por Rougiex (1964) já apresentada no item 3.2.5. Este conjunto de bactérias foi adicionado ao reator de uma forma aleatória, quanto ao volume, num período de aproximadamente um mês e após ter sido confirmada a presença destas no meio específico para crescimento de nitrificantes. Após estas incubações foi realizada a batelada 4 com substrato sintético, com os períodos do ciclo apresentados na Tabela 3.4. Como a nitrificação não estava ocorrendo, não foram analisados todos os parâmetros pré-estabelecidos, pois foi dada prioridade para as análises da série de nitrogênio.

Os resultados destas bateladas quanto a nitrificação não foram satisfatórios, como pode ser observado nas Tabelas 3 e 4 do Anexo A. Novamente não foi detectado nitrito nem nitrato nas amostras. Os períodos do ciclo destas bateladas foram os mesmos das bateladas 1 e 2, tendo como objetivo a comparação entre elas. O que pode ser observado então, é que não houve nitrificação nas bateladas 1 e 2 sem inoculações e nem nas bateladas 3 e 4 com inoculações. Provavelmente, o problema não restringiu-se apenas a uma eventual ausência de bactérias nitrificantes.

Com base nestes resultados estabeleceu-se que os ciclos das próximas bateladas não seriam realizados por completo até que se alcançasse a nitrificação, condição essencial para obter-se a desnitrificação. Foi dada ênfase então na realização dos ciclos das próximas bateladas até o período de agitação com aeração (nitrificação), variando este período de 4 a 24 horas. Foi dada ainda prioridade às determinações de maior importância para o processo, isto é, a série de nitrogênio, pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido.

O passo seguinte foi estudar a influência dos parâmetros pH e alcalinidade. De acordo com a bibliografia pesquisada (DATAR e BHARGAVA, 1988; METCALF e EDDY, 1991 e GRADY e LIM, 1980) a faixa ideal de pH para a nitrificação varia entre 6,5 a 8,6. Quanto à alcalinidade GRADY e LIM (1980) sugerem que para cada mg de NH_4^+ oxidado há um consumo de 8,64 mg de CaCO_3/l .

O substrato sintético, cuja composição está mostrada na Tabela 3.1, apresenta um valor de pH variando de 8,0 a 8,2 e alcalinidade variando de 47 a 50 mg CaCO_3/l , conforme apresentado nas Tabelas A-1 e A-2 do Anexo A.

Para a utilização do substrato sintético foram realizadas diluições de 250 vezes, conforme descritas no item 3.1, para trabalhar com um valor de D.Q.O. afluyente em torno de 900 mg/l. A massa total de nitrogênio na forma de íon amônio (NH_4^+) e nitrogênio amínico na composição do substrato sintético, é de 15,72g de N-NH_4^+ e

5,31g de N-aminico, obtendo-se um valor de 74,72 g/l de HCO_3^- . Como o peso molecular do HCO_3^- é igual a 61 g e o do CaCO_3 é igual a 100,08 g, chega-se a um valor necessário de alcalinidade de 122590 mg/l. Sendo o substrato sintético diluído 250 vezes antes de ser utilizado, observa-se um valor de alcalinidade necessária para consumir toda amônia igual a 490 mg/l ou seja (122590 / 250). Como o substrato sintético apresentava uma alcalinidade variando de 47 a 50 mg CaCO_3 /l, houve então a necessidade de aumentá-la.

A metodologia para a correção do pH e da alcalinidade, apresentada no item 3.2.6, foi realizada durante as bateladas 5 e 6. Os períodos do ciclo destas bateladas estão apresentados na Tabela 3.4 e o resultados obtidos, nas Tabelas A-5 e A-6 do Anexo A.

Na batelada 5 a correção do pH e da alcalinidade foi realizada após o enchimento, quando já havia ocorrido a mistura da massa líquida com o lodo, enquanto que na batelada 6 a correção foi realizada ao longo do enchimento, levando a um comportamento diferenciado do pH nestas fases, como pode ser observado na Figura B-13 do Anexo B. Nesta batelada não ocorreu nitrificação, enquanto que na batelada 6, Tabela A-6, houve uma pequena nitrificação onde foram encontradas concentrações de nitrito variando de 1,4 a 11,8 mg/l. Porém, o tempo de aeração foi de 24 horas, muito longo diante dos valores obtidos e não ficou claro se esta nitrificação foi devida à inoculação com extrato de solo ou à correção de pH e de alcalinidade. Partiu-se, então, para um teste de bancada de laboratório.

Foi então realizado um teste de bancada de laboratório com substrato sintético, conforme descrito no item 3.2.7, onde o substrato foi colocado em frascos erlenmeyer com e sem correção de pH e alcalinidade e com e sem extrato de solo. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela A-7 do Anexo A e nota-se então que:

- a amostra 1, com extrato de solo e com acerto de pH e de alcalinidade, apresentou 300% a mais de nitrato e nitrito em relação ao início da operação;

- a amostra 2, sem extrato de solo e com acerto de pH e de alcalinidade, apresentou 27% a mais de nitrato e nitrito em relação ao início da operação;
- a amostra 3, sem extrato de solo e com correção de pH e alcalinidade, apresentou 200% a mais de nitrato e nitrito em relação ao início da operação;

Verificou-se então, que houve produção de nitrato e nitrito de 300% sobre os valores iniciais, porém o tempo de reação foi elevado, 12 horas, o que em grande escala poderia inviabilizar o processo.

Segundo METCALF e EDDY (1991) a fração de organismos nitrificantes na massa líquida, em processo combinado de oxidação de carbono e nitrificação (estágio único), tem sido correlacionada com a taxa DBO_5 /N-Kjeldahl Total(NKT). Para taxas maiores do que 5 a fração de nitrificantes diminui para valores abaixo de 0,054. Com base nos resultados das bateladas de 1 a 3, Tabelas de A-1 a A-3, observa-se que os valores de DBO_5 e NKT variaram de 464 a 644 mg/l e 16,7 a 58,9, respectivamente, resultando em taxas muito elevadas, entre 10 e 28, e como consequência resultando frações de nitrificantes muito pequenas, abaixo de 0,029, valor mínimo apresentado naquela literatura, ver Tabela 2.3. Baseado nesses valores acredita-se que a população de nitrificantes poderia estar limitada, não alcançando portanto a nitrificação. Além disso, devido a alta concentração de DQO no substrato sintético, variando de 913 a 946 mg/l, conforme apresentado nas Tabelas de A-1 a A-3, é possível que tenha ocorrido uma competição entre os organismos heterotróficos e os autotróficos devido a alta carga orgânica. Este comportamento pode também ser avaliado no estudo de SILVERSTEIN e SCHROEDER (1983) onde relatam que quanto maior a concentração de carbono orgânico durante grande parte do ciclo da batelada, o sucesso dos organismos heterotróficos em relação aos autotróficos será proporcional à concentração de oxigênio disponível.

A título ilustrativo observa-se na Figura B-1, do Anexo B, um aumento na produção de amônia durante os períodos dos ciclos, provavelmente o nitrogênio Kjeldahl total do substrato tenha se convertido para a forma de amônia durante a oxidação de substrato orgânico, conforme citado em GRADY e LIM, 1980.

Em vista das dificuldades encontradas com a utilização do substrato sintético em relação a nitrificação, passou-se então para a segunda fase do estudo, realizando as bateladas com esgoto sanitário, esperando-se dessa forma um melhor desempenho do sistema. O novo plano para a realização das bateladas com esgoto sanitário foi sendo realizado a medida em que os resultados eram gerados, conforme apresentado na Tabela 3.5.

5.2 BATELADA COM ESGOTO SANITÁRIO

As bateladas foram realizadas com esgoto proveniente da rede pública da SANASA-Campinas, utilizando o mesmo reator e lodo das bateladas realizadas com esgoto sintético. Houve alimentação diária durante vinte dias, para que ocorresse adaptação dos microrganismos, e após este período iniciaram-se as bateladas, uma vez que a concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo encontrava-se em torno de 15000 mg/l. Em paralelo, deu-se partida em um novo reator, denominado reator nº 2, usando a mesma metodologia já vista no item 3.2.1. O reator do início do experimento ficou denominado reator nº 1. Foram realizadas 5 bateladas com o reator nº 1, as de números 7 a 11 e 2 bateladas com o reator nº 2, as de números 12 e 13, sendo estas duas últimas realizadas após cinco meses da partida do referido reator. No reator nº 2 não ocorreu nenhum tipo de inoculação, tendo sido alimentado diariamente com esgoto sanitário durante cinco meses, visando apenas a sua manutenção.

5.2.1 NITRIFICAÇÃO

Após o período de vinte dias de alimentação diária do reator nº 1 com esgoto sanitário, tempo considerado suficiente para o crescimento de nitrificantes, segundo ROUGIEX (1964) foi realizada a batelada 7, com períodos do ciclo apresentados na Tabela 3.5. Foi observada a presença de nitrificantes em placas de Petri, realizadas segundo metodologia de ROUGIEX (1964) apresentada no item 3.2.5. Os resultados desta batelada estão apresentados na Tabela A-8 do Anexo A. Observa-se que a nitrificação também não foi alcançada. Provavelmente o tempo de adaptação não foi suficiente para promover uma população estável destes microrganismos, apesar da sua presença.

Foram realizadas mais duas bateladas, 8 e 9, neste reator, com períodos dos ciclos apresentados na Tabela 3.5 e seus respectivos resultados nas Tabelas A-9 A-10 do Anexo A. A batelada 8 foi realizada após um mês da batelada 7 pois, devido à avarias no sistema de aeração utilizado no reator, o lodo ficou mais de 24 horas sem receber oxigênio, o que provavelmente ocasionou morte ou diminuição das bactérias autotróficas. Neste período de um mês houve alimentação diária do reator na tentativa de recuperá-las.

Observa-se na Tabela A-10 uma pequena produção de nitrato mais nitrito, de 8,3 para 8,9 mg/l, durante a batelada 9.

Dando continuidade ao processo, podem ser observados os resultados das bateladas 10 e 11 nas Tabelas A-11 e A-12, onde a nitrificação também não foi alcançada. Tal fato pode ser atribuído ao aumento que ocorreu na concentração da carga orgânica após a mistura da massa líquida com o lodo, amostra 2. Nota-se que o valor da D.Q.O. do afluente variava entre 224 a 322 mg de O₂/l, aumentando bruscamente para 584 e 702 mg de O₂/l, prejudicando com isso a nitrificação, conforme SILVERSTEIN e SCHROEDER (1983).

Como o lodo do reator nº 1 não se mostrava mais adequado; talvez pelo fato de que a alta carga orgânica do substrato sintético tenha contribuído para o insucesso dos

organismos autotróficos, optou-se então, por realizar as próximas bateladas, 12 e 13, no reator nº 2 o de reserva, lembrando que neste reator não ocorreu nenhum tipo de inoculação e que já se encontrava com cinco meses de alimentação diária. A concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo estava em torno de 11000 mg/l, portanto, para que se prosseguisse o processo com concentração final no reator em torno de 1000 mg/l, o reator foi operado com volume total de dez litros, sendo dois litros de lodo e oito litros de esgoto sanitário.

Os períodos dos ciclos destas bateladas estão apresentados na Tabela 3.5 e os resultados nas Tabelas A-13 e A-14 do Anexo A. Nestas bateladas ocorreu uma diminuição de N-NH₃ e N-Org. e um aumento de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻, verificando-se a ocorrência da nitrificação, o que ser justificada pela taxa de DBO₅ /NKT, que para estas bateladas variou de 1,2 a 0,7, conforme Tabela A-17 do Anexo A, notando-se portanto que quanto menor a taxa de DBO₅ /NKT, maior foi a nitrificação.

Outro fator preponderante foi o tempo de detenção do lodo, que permaneceu em repouso cinco meses após a partida, tempo este que pode ter sido suficiente para que a população de nitrificantes se estabilizasse.

De acordo com os resultados de nitrato apresentados nas Tabelas 13 e 14, a nitrificação provavelmente teve início durante o período de enchimento. Na batelada 12 a concentração inicial de nitrato no afluente era de 4,9 mg/l passando para 6,2 mg/l após o período de enchimento, na batelada 13 a concentração inicial nitrato no afluente era de 1,3 mg/l passando para 2,6 mg/l. Nota-se também nos resultados obtidos, que a concentração de oxigênio dissolvido estava acima de 1,0 mg/l, contribuindo para tal ocorrência.

Apesar do efluente ter nitrificado atingindo uma concentração de nitrato próxima a 30 mg/l, o ideal seria que o trabalho fosse estendido, isto é; realizando o período sem aeração e com agitação, visando a desnitrificação para ocorrer a remoção do nitrogênio.

5.2.2 OUTROS PARÂMETROS

A discussão dos outros parâmetros obtidos que podem interferir no processo da nitrificação é apresentada a seguir.

5.2.3 DBO₅ E DQO

Nas Tabelas de A-1 a A-3, do Anexo A, podem ser observados os resultados de DBO₅ e DQO obtidos nas bateladas 1, 2 e 3, realizadas com substrato sintético e na Tabela A-15 Anexo A, as percentagens de remoção, ao final da realização dos ciclos. Observa-se ainda o comportamento da DBO₅ e DQO na Figura B-15 do Anexo B. Nota-se que houve uma remoção de DBO₅ variando de 75 a 97% e de 50 a 87% para a remoção da DQO. Calculando-se os valores médios tem-se 89% de remoção de DBO₅ e 70% para a remoção da DQO, o que pode ser considerado como razoável.

Como foi dito no item 5.1.1 a partir da batelada 4 não foram analisados todos os parâmetros propostos inicialmente, até que se alcançasse a nitrificação. Portanto, nas bateladas 7 a 9 não foram realizadas as análises de DBO₅, somente de DQO, conforme mostrado na Tabela A-8 a A-10 do Anexo A. As percentagens de remoção de DQO ao final dos ciclos estão mostradas na Tabela A-15 do Anexo A. Nota-se que houve uma remoção de DQO variando de 22 a 74%.

Observa-se uma queda na eficiência de remoção de DQO do reator, em relação as bateladas anteriores, com substrato sintético.

Nas bateladas 10 e 11, com o reator nº 1, não ocorreu remoção da DQO, apesar da continuidade do processo de remoção de DBO₅, como mostram as Tabelas A-11 e A-12 do Anexo A, e ainda as percentagens de remoção na Tabela A-15, variando entre 48 a 69 % resultando numa média igual a 59 %.

Calculando-se os valores médios de remoção de DQO, entre as bateladas de 7 a 11, tem-se 32 %, podendo-se perceber uma queda na remoção em relação as bateladas de 1 a 3, com substrato sintético; observando-se a Tabela A-15 nota-se que a DQO, enquanto parâmetro discreto, talvez não seja um bom indicador do tratamento biológico, uma vez que a transferência de material já metabolizado para a massa líquida pode ser passível de oxidação pela ação dos íons de dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} / \text{H}^+$) a quente, embora não sejam mais assimiláveis pelos microrganismos, porém o incremento no grau de tratamento do afluente pode ser verificado através da diminuição da relação $\text{DBO}_5 / \text{DQO}$ ao longo do tempo, variando de 1: 2 a 1: 5, conforme apresenta a Tabela A-16. Devido a estes fatores, as bateladas 12 e 13 foram realizadas no reator nº 2. De acordo com os valores de DBO_5 e DQO apresentados nas Tabelas A-13 e A-14, as percentagens de remoção e a relação $\text{DBO}_5 / \text{DQO}$ nas Tabelas A-15 e A-16 respectivamente, nota-se que houve uma remoção de DBO_5 , variando entre 0 e 42 % e de 36 a 42 % para a DQO. Ressalta-se que a remoção de DBO_5 igual a zero, foi devido a erros durante a análise e para efeito do cálculo médio este valor foi descartado. Calculando-se então os valores médios tem-se 42 % de remoção de DBO_5 e de 39 % para a remoção de DQO.

Observa-se também que a relação $\text{DBO}_5 / \text{DQO}$ de 1: 4 permaneceu constante ao longo do ciclo na batelada 13, e na batelada 14 houve um decréscimo, indicando uma queda no grau de tratamento do afluente.

5.2.4 SÓLIDOS

Conforme citado no item 5.1, a concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo quando ocorreu a primeira batelada era em torno de 13000 mg/l.

Após as bateladas de 1 a 3 notou-se que a produção de lodo mantinha-se praticamente constante, e que segundo os resultados apresentados nas Tabelas de A-1 a A-3

do Anexo A, variou de 12790 a 21149 mg/l, resultando num valor médio de 16970 mg/l. Com isto as análises de sólidos foram direcionadas para a manutenção da operacionalidade do sistema, isto é, para controle da concentração de sólidos suspensos voláteis no reator em torno de 1000 mg/l na massa líquida, o que justifica a ausência destes resultados em algumas bateladas e para a análise da concentração de nitrogênio total no lodo.

5.2.5 O.D

Para o fornecimento de oxigênio nos períodos que o processo necessitava de aeração foi utilizada uma bomba de aquário, conforme citado no item 3.1. Não era necessário um controle rigoroso no fornecimento do ar, desde que a concentração de oxigênio dissolvido no reator ficasse acima de 1,0 mg/l, suficiente para ocorrer a nitrificação.

Durante as bateladas de 2 a 4, com substrato sintético, ocorreu um decréscimo do oxigênio dissolvido no período de agitação com aeração (reação), podendo isto ser atribuído à demanda de oxigênio pelos microrganismos. Nas bateladas de 11 a 13 com esgoto sanitário, o comportamento do oxigênio dissolvido foi semelhante entre elas, mesmo ocorrendo ou não nitrificação, sendo que durante o período de enchimento sem aeração ocorreu um decréscimo em relação à concentração inicial, logo em seguida tendo um aumento durante o período de agitação com aeração (reação).

O comportamento do oxigênio dissolvido na batelada 10, com esgoto sanitário, teve o mesmo comportamento que nas bateladas de 2 a 4, com substrato sintético, enquanto que a batelada 1 teve o mesmo comportamento do oxigênio dissolvido que nas bateladas de 11 a 13.

Observa-se nas Figuras B-9 e B-10, do Anexo B, que apesar dos períodos de enchimento terem sido realizados sem aeração, os níveis de oxigênio dissolvido estavam acima de 1,0 mg/l nas bateladas realizadas com substrato sintético e acima de 0,3 mg/l nas

bateladas realizadas com esgoto sanitário. Isto provavelmente ocorreu porque o lodo permanecia com aeração contínua no período de repouso que antecedia a batelada a ser realizada, somando-se a isto o oxigênio disponível no afluente.

5.2.6 ALCALINIDADE E PH

Como pode ser observado na Figura B-13 do Anexo B, nas bateladas 2, 3, e 4, ocorreu uma queda do pH durante a duração do ciclo, embora não tenha ocorrido nitrificação, fato este que pode ser atribuído à oxidação da matéria orgânica e/ou também pelo baixo valor em que se encontrava o lodo, em torno de 6,0, e que quando ocorria a mistura da massa líquida com o substrato sintético, o qual tinha um valor de pH em torno de 8,0, resultava conseqüentemente num decréscimo.

Nas bateladas 5 e 6 segundo as Figuras B-11 e B-13 do Anexo B, observam-se variações bruscas da alcalinidade e do pH, respectivamente, pois nestas bateladas ocorreram correções destes dois parâmetros, conforme já explicado no item 5.1.1.

Nas bateladas realizadas com esgoto sanitário não houve correção de pH e nem de alcalinidade, objetivando-se trabalhar com as condições naturais do afluente, tentando simplificar ao máximo o processo operacional.

Nas bateladas de 8 a 11, onde a nitrificação não foi alcançada, houve um aumento da alcalinidade após a mistura da massa líquida com o lodo, isto é, da amostra 1 para a amostra 2, porém ao término do ciclo voltou praticamente à mesma concentração inicial. Quanto ao pH ocorreu um ligeira queda após a mistura da massa líquida com o lodo, mantendo-se praticamente constante ao longo do ciclo, conforme ilustram as Figuras B-12 e B-14 do Anexo B. O aumento inicial da alcalinidade pode ser devido ao fato de que o lodo já se encontrava alcalino e que quando ocorria a mistura da massa líquida com o lodo, esta aumentava significativamente, conforme observa-se nas Tabelas de A-9 a A-12 do Anexo A.

Observando ainda as Figuras B-12 e B-14, nota-se que nas bateladas 12 e 13, onde ocorreu a nitrificação, resultou numa queda bastante acentuada da alcalinidade e conseqüentemente do pH, logo após a mistura da massa líquida com o lodo. Na batelada 12, a alcalinidade do afluente era de 182 mg/l chegando a 19 mg/l após a nitrificação e o pH de 8,0 chegando 6,7. Este fato coincide com a literatura pesquisada (GRADY e LIM, 1980 e VIESSMAN Jr., 1985) as quais relatam que o processo de nitrificação biológica consome alcalinidade, podendo resultar numa queda do pH.

5.2.7 TEMPERATURA

As temperaturas ambientes médias em que as bateladas foram realizadas variaram de 20° C no inverno para 33° C no verão.

A temperatura pode exercer grande influência sobre o crescimento das bactérias nitrificantes, porém este efeito é difícil de ser quantificado (GRADY e LIM, 1980).

5.3 COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL

5.3.1 NO LODO

Os resultados de nitrogênio nas análises do lodo sofriam variações, dependendo da forma em que as amostras eram analisadas. Se as amostras eram agitadas antes de passar pelo *F.I.A.*, o sinal registrado era maior do que quando as amostras não eram agitadas. Este fato será ilustrado pela descrição das bateladas, a seguir.

Segundo os resultados obtidos na batelada 3, com substrato sintético e na batelada 7, com esgoto sanitário, a concentração de nitrogênio total no lodo aumentava ao final do ciclo. Porém, na batelada 5, com substrato sintético, e nas bateladas de 10 a 13, não aconteceu o mesmo, sendo que a concentração de nitrogênio total no lodo diminuiu, como pode ser observado nas Figuras B-7 e B-8 do Anexo B.

Estes comportamentos podem ser atribuídos a dois fatores.

- Uma possível assimilação de nitrogênio nos sólidos suspensos do lodo; ou,
- Na forma em que foram realizadas inicialmente as análises do lodo, sendo que todas as amostras ao serem analisadas no método *F.I.A*, eram agitadas para se ter amostras homogêneas, objetivando a menor variação amostral. Desta maneira as amostras de lodo referentes às bateladas de 1 a 7 foram analisadas, ocorrendo às vezes rompimento da membrana permeável da cela de difusão de gás, devido as partículas sólidas do lodo.

Para efeito de comparação de resultados foi realizada a batelada 9 com esgoto sanitário. As amostras de lodo foram analisadas no *F.I.A* de duas formas: centrifugada, com isso a massa sólida da amostra permaneceria no fundo do frasco e sem centrifugar. Segundo observado na Tabela A-10 os valores de nitrogênio Kjeldhal da amostra centrifugada representam 15% dos valores obtidos para a amostra não centrifugada, o que pode indicar que o nitrogênio está em sua maior parte assimilado pela parcela sólido do lodo. Diante do exposto, nas bateladas de 10 a 13 as amostras eram agitadas com menor intensidade. Esperava-se um pouco para ocorrer sedimentação das partículas maiores e só então a amostra passava pelo *FIA*. Não ocorreu rompimento da membrana, porém os sinais registrados foram menores. Isto pode justificar o decréscimo da concentração de nitrogênio total no lodo, nas bateladas de 10 a 13, conforme resultados apresentados nas Tabelas de A-11 a A-14, do Anexo A e graficamente na Figura B-8 do Anexo B.

5.3.2 NO EFLUENTE

As mesmas considerações quanto às variações ocorridas para os resultados das análises do lodo, item 5.3.1, são válidas para o comportamento do nitrogênio no efluente. Porém as amostras do sobrenadante foram bem agitadas antes de passar no *FIA*, isto foi feito para todas as bateladas, o que difere da forma em que foram realizadas para as

amostras do lodo. No entanto, observando-se as Figuras B-4 e B-5 do Anexo B, nota-se que nas bateladas 1 e 3 e de 10 a 13 houve um decréscimo do nitrogênio total do esgoto, e nas bateladas 2, 8 e 9 houve um aumento. Prevalecendo portanto os resultados de remoção do nitrogênio, sendo que este variou entre 2 e 38 %.

5.4 INTERFERENTES PARA O EQUIPAMENTO *FIA*

Apesar do método *FIA* apresentar vantagens sobre os métodos automáticos em uso para as determinações das diversas formas de nitrogênio, pois é de menor custo, emprega um reagente estável, composto somente de NaOH e EDTA, de boa precisão e menor tempo gasto para análise. Alguns interferentes durante o processo são apontados a seguir.

Quando o número de amostras analisadas era relativamente alto, como no caso deste experimento em que a média de amostras por batelada era seis, as curvas padrão tinham que ser reproduzidas mais do que uma vez; devido a intensa variação de temperatura da sala em que as mesmas eram analisadas, pois a condutividade monitorada passava a ser não só função da concentração do analito mas também sofria uma variação de aproximadamente $1,9\% / ^\circ\text{C}$, pois os sinais registrados tinham variações incorrendo em erros analíticos. Apesar da sala ter ar condicionado, o isolamento térmico propiciado pelas paredes não era adequado para a capacidade de troca de calor do condicionador de ar. Considerando que o tempo médio gasto para a reprodução de cada sinal, tanto da amostra padrão como das demais amostras era de um minuto e que cada amostra era injetada de duas a três vezes, representa um tempo grande.

Outro fator que influenciou no trabalho foi a impossibilidade do equipamento *FIA* de analisar amostras com partículas sólidas relativamente grandes como no caso das amostras de lodo, mesmo tendo sofrido diluições antes de serem injetadas. Esta desvantagem não se limita somente a este equipamento, mas se estende também aos métodos convencionais de

detecção do nitrogênio. Com isso as análises dos resultados de assimilação do nitrogênio pelo lodo ficaram limitadas.

5.5 OBSERVAÇÕES MICROSCÓPICAS

De acordo com o item 3.2.1, a partida do reator foi realizada com esgoto sanitário. Durante o período de alimentação do reator em que se esperava atingir uma concentração de sólidos suspensos voláteis no reator em torno de 1000 mg/l, foram coletadas amostras de lodo para observações microscópicas. Vários microrganismos foram observados como: bactérias filamentosas, rotíferos, *paramecium* e outros.

As observações microscópicas foram realizadas esporadicamente durante toda a fase experimental. Segundo GRAY (1989) os principais grupos biológicos presentes em sistemas de lodo ativado são bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e nematóides, em flocos de mistura homogênea com todos eles, juntos com material orgânico e inorgânico.

Quando a eficiência do reator diminuiu em relação a remoção da matéria orgânica, DBO₅ e DQO, conforme pode ser observado na bateladas 10 e 11, Tabelas A-11 e A-12, respectivamente, foram coletadas amostras de lodo e observadas no microscópio, e constatou-se que a população microbiana havia mudado. Foram observadas muitas células mortas, com bastante bactérias filamentosas e ausência dos rotíferos. Possivelmente, a deficiência daqueles microrganismos relatados em GRAY (1989) considerados como os principais em lodo ativado tenha levado a uma queda na eficiência do reator. Nota-se, então, que a população microbiana é um excelente indicador da eficiência dos processos biológicos.

Antes da realização das bateladas 12 e 13, as quais foram realizadas com o reator nº 2, reserva, coletaram-se amostras de lodo para observações microscópicas. O lodo não apresentava características ótimas de lodo, porém melhor do que o reator nº 1. Foram observados alguns rotíferos, *paramecium*, e também algumas bactérias filamentosas.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados discutidos conclui-se que:

- A remoção do nitrogênio total variou entre 2 e 38 % enquanto que a nitrificação variou entre 55 e 63%, da concentração inicial de amônia no afluente.
- O início do processo de nitrificação não depende somente da concentração de sólidos suspensos voláteis no reator, em torno de 1000 mg/l, mas preferivelmente do tempo de detenção celular para que a população de bactérias nitrificantes se estabilize. O tempo de detenção celular de cinco meses, pareceu ser viável conforme apresentado na discussão dos resultados.
- A remoção da matéria orgânica em termos de DBO_5 para o substrato sintético foi em média de 89 % e em termos de DQO foi em média de 70 %. Para o esgoto sanitário a remoção da matéria orgânica, em termos de DBO_5 foi em média de 59 % para o reator n° 1, e de 42 % para o reator n°2 e em termos de DQO foi em média de 32 % para o reator n° 1 e de 39 % para o reator n° 2.
- A alcalinidade é de extrema importância para o processo de nitrificação; para ocorrer a oxidação total da amônia é necessário ter alcalinidade suficiente, em média na proporção de 1:7, caso contrário a adição de produtos químicos parece ser desejável. É provável que o período de reação para a nitrificação seja menor que 6 horas se a alcalinidade for suficiente para a oxidação da amônia.

- O oxigênio dissolvido também afeta o processo de nitrificação. Na batelada onde a concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida estava acima de 1,0 mg/l um período de enchimento acima de 2 horas pode ter contribuído para a nitrificação.
- O intervalo ideal de pH para nitrificação está entre 6,5 e 8,0.
- É possível que tenha ocorrido uma competição entre os organismos heterotróficos e os autotróficos em função da carga orgânica, durante as bateladas com substrato sintético, comprometendo desta forma o lodo do reator nº 1, o qual foi utilizado para dar continuidade à fase com o esgoto sanitário. O sucesso dos organismos heterotróficos em relação aos autotróficos é proporcional ao oxigênio disponível. Os resultados das bateladas com esgoto sanitário, realizadas no reator nº 1, onde não ocorreu a nitrificação, podem ter sido prejudicados devido a maior concentração dos heterotróficos em relação aos autotróficos.
- Quanto menor a taxa de DBO_5 / NKT maior será a nitrificação; valores menores do que 1,2 mostraram-se favoráveis ao processo.
- Apesar da limitação das análises dos resultados de nitrogênio no lodo, provavelmente grande parte do nitrogênio foi assimilada pela parcela sólida do lodo.
- O método F.I.A-conduítmétrico apresenta vantagens sobre os métodos existentes, para determinações das diversas formas de nitrogênio, sendo elas: baixo custo, maior precisão e menor tempo para realização das análises. Porém, assim como em outros métodos, há dificuldades de detecção com amostras contendo sólidos suspensos.

6.1 RECOMENDAÇÕES E DIFICULDADES SURGIDAS

Estão registradas neste item algumas recomendações que possam contribuir com futuros trabalhos nesta linha de pesquisa, sendo elas:

- Utilizar esgoto sintético somente quando o esgoto sanitário for muito difícil de se obter;
- Iniciar o processo de nitrificação após o tempo de retenção do lodo de no mínimo cinco meses;
- Realizar o processo de nitrificação, elevando a alcalinidade em função da concentração de amônia afluyente na razão de 1:7, após a mistura;
- Realizar o período de enchimento sem aeração e com agitação inferior a duas horas;
- Dar continuidade ao processo após a nitrificação, ou seja, a desnitrificação;
- Centrifugar as amostras do sobrenadante para realizar as análises da série de nitrogênio no *FIA*

Durante a fase experimental diversas foram as dificuldades surgidas, sendo elas:

- O substrato sintético demandou um tempo maior de pesquisa do que para o esgoto sanitário bruto, pois foram necessárias inoculações e cultivo de bactérias nitrificantes. Para isto necessitou-se envolvimento de técnicos de áreas afins. Os poucos inconvenientes para se trabalhar com o esgoto sanitário eram os cuidados exigidos na manipulação para evitar contaminações. Tomando-se os cuidados necessários é melhor trabalhar com o esgoto sanitário do que com substrato sintético.
- Devido ao fato do laboratório não dispor de sistema de refrigeração, temperaturas de até 42 ° C foram observadas em seu interior, havendo a necessidade de colocar o reator em um ambiente externo, com instalação elétrica precária e que devido à avarias, retardou o término do estudo em dois meses.
- Para as análises de nitrogênio, devido a intensa variação de temperatura da sala em que as mesmas foram analisadas, os sinais registrados sofriam variações incorrendo em erros analíticos.
- Como as amostras analisadas continham partículas sólidas, ocorriam variações durante as análises, o que possivelmente possibilitou erros na geração dos resultados.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABUFAYED, A.A. SCHROEDER, E.D. Kinetics and stoichiometry of SBR/denitrification with a primary sludge carbon source. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 58, n.5, p. 398-404, May 1986.
- ARGAMAN, Y. Nitrogen control consideration in activated sludge systems design. **New Word Water- The International Review of water and wastewater in Developing Markets**, p.77-80, 1994
- ARORA, M.L., BARTH, E., UMPHRES, M.B. Technology evaluation of sequencing batch reactors. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.57, n.8, p. 867-875, ago. 1985.
- BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária**. 2.ed. São Paulo, Cetesb/Ascetesb, 1978. 620p.
- BRENER, A. Modification of small activated sludge plants to recycled systems for nitrogen removal and control of settling properties. **Water Science and Technology**, v.22, n.3-4, p.117-122, 1990.
- CAMPOS, J.R. Alternativas para Tratamento. In: **Consórcio intermunicipal das bacias dos rios Piracicaba e Capivari; Alternativas para tratamento de esgotos sanitários**. Americana-SP: Édile, 1990. cap.6, p.28-31.
- CASARINI, D.C.P. **Efeito da fertirrigação com vinhaça nas propriedades químicas e microbiológicas do solo de um sistema de disposição de efluente industrial**. São Carlos. EESC/USP,1989. Dissertação de mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, 180p., 1989.

- DATAR, M.T., BHARGAVA, D.S. Effects of environmental factors on nitrification during aerobic digestion of activated sludge. **Journal of the Institution of Engineering (India), Part EN: Environmental Engineering Division**, v.68, n.2, p.29-35, Feb. 1988.
- DORNELLAS, J.C. **Tratamento do efluente líquido da indústria cítrica pelo processo de lodo ativado por batelada com aplicação de oxigênio puro**. Campinas, 1992. Dissertação de mestrado-Faculdade de Engenharia Civil-Universidade Estadual de Campinas, 1992 .
- DOWNING, A.L. et al. Nitrification in the activated-sludge process. **Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification**, part 2, 1964, Inglaterra, 1964 apud BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária**. 2.ed. São Paulo:Cetesb/Ascetesb, 1978 620p.
- FADINI, P.S. Quantificação de carbono dissolvido em sistemas aquáticos, através da análise por injeção em fluxo. Campinas, 1995. Dissertação de mestrado (em andamento)-Faculdade de Engenharia Civil-Universidade Estadual de Campinas.(Comunicação direta)
- FORESTI, E. **Efeitos da concentração inicial do substrato no desempenho de reatores anaeróbicos de fluxo ascendente com manta de lodo**. Tese de livre docência - Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1987.
- GORONSZY, et al. High rate nitrogen removal from nitroguanidine wastewater. In: **WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION CONFERENCE**, 1990, Washington. **Proceedings...** 1990. p.1-12.
- GRAY Jr., C.P.L., LIM, H.C. **Biological Wastewater Treatment**; theory and applications. New York, Marcel Dekker, 1980. 963p.
- GRADY, N.F. **Biology of wastewater Treatment**. New York, Oxford University Press, 1989. v.1-2.

- HOECKER, E.C., SCHROEDER, E.D. The effect of loading rate on batch activated sludge effluent quality. **Journal Water Pollution Control Federation** , v. 51, n. 2, p.264-273, Feb.1979.
- HORAN, N.J. Biological wastewater Treatment; theory and operation. New York, Jhon Wiley & Sons, 1990. 310p.
- HORAN, N.J., AZIMI, A.A. The effects of transient nitrogen loadings on nitrifying activated sludges in completely mixed and plug-flow reactors. **Water Research** , v.26, n.3, p.279-284, 1992.
- IRVINE, R.L., BUSCH, A.W. Sequencing batch reactors an overview. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 51, n. 2, p. 235-243, Feb.1979.
- IRVINE, R. L., MILLER, G., BRARAH, A. S. Sequencing batch treatment of wastewater in rural área. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 51, n. 2, p. 244-254, 1979 apud DORNELLAS, J.C. **Tratamento do efluente líquido da indústria cítrica pelo processo de lodo ativado por batelada com aplicação de oxigênio puro**. Campinas UNICAMP, 1992. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil)-Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 1992 .
- KLEIN, L. River Pollution. **III-Control**. **Butterworths Scientific Publications**, London, Inglaterra, 1966 apud BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2.ed. São Paulo: Cetesb/Ascetesb, 1978. 620p.
- MACHADO, P.A.L. Direito Ambiental Brasileiro. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1982. 318p.
- MCKINNEY, R.E., CONWAY, R.A. Chemical oxygen in biological waste treatment. **Sewage and Industrial Wastes**, E.U.A., 29: 1097, 1957 apud BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2.ed. São Paulo: Cetesb/Ascetesb, 1978. 620p.

- METCALF e EDDY. **Tratamiento y depuración de las aguas residuales**. Barcelona: McGraw-Hill, 1977.
- _____. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**, 2.ed. New York, McGraw-Hill, 1979.
- _____. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**, 3.ed New York: McGraw-Hill, 1992. 1334p.
- MOTA, S. Noções sobre tratamento de esgotos. In: ____ **Preservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1988. cap.8, p. 116-125.
- MONOD, J. The growth of bacterial cultures. **J. Ann. Inst. Pasteur** - 371-93, 1941 apud VAZOLLÉR, R.F., GARCIA, M.A.R., Jr. GARCIA, A.D. et al. **Microbiologia de lodos ativados. Série anuais/CETESB**. São Paulo, p. 1-22, 1989.
- ORGANIZAÇÃO PANAMERICANA DE SAÚDE. **Nitratos, nitritos y compuestos de N-Nitroso**, 1980.
- PALMGREN, T. Nitrogen reduction-volume demand. **Water Science and Technology**, v.25, n.4-5, p.233-240, 1992.
- PASQUINI, C., FARIA, L.C. Flow-injection determination of ammonia in Kjeldahl digests by gas diffusion and conductometry. **Analytica Chemistry Acta**, Amsterdam, n.193, p.19-27, 1987.
- _____. Flow-injection determination of inorganic forms of nitrogen by gas diffusion and conductimetry. **Analytica Chemistry Acta**, Amsterdam, n.245, p.183-190, 1991.
- PELCZAR, M., REID,R., CHAN, E.C.S. **Microbiologia**. 1980. v.1-2
- PEREIRA, N. **Eutrofização no sistema estuarino e das bacias de Santos e São vicente** [Estado de São Paulo, Brasil]. São Paulo, 1985. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP.

- RAMÓN, M.M. **Derecho Ambiental**, Madrid, Instituto de Estudios de Administracion Local, 1977, 21p.
- RANDALL, C.W., PATTARKINE, V.M., McCLINTOCK, S.A. Nitrification kinetics in single-sludge biological nutrient removal activated sludge systems. **Water Science and Technology**, v.25, n.6, p.195-214, 1992.
- ROUGIEX, G. **Técnicas de microbiologia** Zaragoza: Acribia, 1964. 267p.
- RUSSEL, E.J. & RUSSEL, E.W. **Soil conditions and plant growth**. 10th ed. Longman London, New York, 1968. 849p apud CASARINI, D.C.P. **Efeito da fertirrigação com vinhaça nas propriedades químicas e microbiológicas do solo de um sistema de disposição de efluente industrial**. São Carlos.EESC/USP,1989. Dissertação de mestrado-Faculdade de Engenharia de São Carlos, 180p., 1989.
- RYDING, S.O. **The control of Eutrophication of Lakes and Preservoirs**. New Jersey, UNESCO, 1989 v.1
- SACHS, I, **Ecodesenvolvimento; crescer sem destruir**. São Paulo: Vértice, 1986. 207p.
- SILVERSTEIN, J., SCHROEDER, E.D. Performance of SBR activated sludge process with nitrification/denitrification. **Journal Water Control Federation** v.55, n.4, p. 377-384, Apr. 1983.
- SCHLOESING, T. & MUNTZ, A. **Compt Rend. Acad. Sci.**, 84: 301-303; 85: 1018-1020, 1877 apud CASARINI, D.C.P. **Efeito da fertirrigação com vinhaça nas propriedades químicas e microbiológicas do solo de um sistema de disposição de efluente industrial**. São Carlos.EESC/USP,1989. Dissertação de mestrado-Faculdade de Engenharia de São Carlos, 180p, 1989.
- STANIER, R.Y., INGRAHAM, J.L., WHEELIS, M.L. et al. **The microbial world**. 5th ed. Pentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 1986 apud METCALF, EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**, 3.ed New York: Mc Graw-Hill, 1992. 1334p.

- SILVERSTEIN, J., SCHROEDER, E.D. Performance of SBR activated sludge process with nitrification/denitrification. **Journal Water Control Federation** v.55, n.4, p. 377-384, Apr. 1983.
- STANDARD METHODS. **For the examination of water and wastewater**. 18. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1992.
- TOMMASI, L.R. Considerações ecológicas sobre o sistema estuarino de Santos. São Paulo, 1979. [Tese de Livre Docência - Instituto Oceanográfico da USP] apud PEREIRA, N. **Eutrofização no sistema estuarino e das bacias de Santos e São Vicente** [Estado de São Paulo, Brasil]. São Paulo, 1985. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP.
- USEPA-Environmental Protection Agency:Phosphorus Removal Design Manual, EPA/625/1-87/001, sep.1987 apud METCALF, EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**, 3.ed New York: Mc Graw-Hill, 1992. 1334p.
- _____ .Process Design Manual for Nitrogen Control, Office of Technology Transfer, Washington, D.C., Oct. 1975 apud METCALF, EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**, 3.ed New York: Mc Graw-Hill, 1992. 1334p
- VAZOLLÉR, R.F., GARCIA, M.A.R., Jr. GARCIA, A.D. et al. Microbiologia de lodos ativados. **Série anuais/CETESB**. São Paulo, p. 1-22, 1989.
- VISSMAN Jr., W., HAMMER, M.J. **Water Supply and Pollution Control**. 4.ed. New York, Harper & Row, 1985. 797p.
- WINOGRADSKY,S. Annales de l'Institute Pasteur, (4) 213-231, 257-275, 760-761. 1890 apud CASARINI, D.C.P. **Efeito da fertirrigação com vinhaça nas propriedades químicas e microbiológicas do solo de um sistema de disposição de efluente industrial**. São Carlos. EESC/USP,1989. Dissertação de mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, 180p., 1989.

WHEATLAND, A.B. et al. Some observations on denitrification in rivers and estuaries. **Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification**, part 2: 149-159, Inglaterra. 1959 apud BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária**. 2.ed. São Paulo: Cetesb/Ascetesb, 1978. 620p.

ANEXO A

TABELA A-1. BATELADA 1 COM SUBSTRATO SINTÉTICO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6
N - NH ₃	5,4	7,3	15,9	0,0	16,0	23,2
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-KJELDAHL	40,9	49,3	35,0	—	26,8	56,6
N-ORG	35,5	42,0	19,1	—	10,8	33,4
N-TOTAL	40,9	49,3	35,0	—	26,8	56,6
S.S.T	—	128	334	—	177	12790
S.S.V.	—	82	313	—	153	10986
DBO ₅	538	470	52	—	54	538
DQO	934	907	469	—	242	—
O.D	—	5,0	5,6	3,3	3,2	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	50	—	—	—	—	—
pH (adimensional)	8,0	—	—	—	—	—

Amostra 1 = esgoto sintético (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 4 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = final do período de 2 horas agitação sem aeração

Amostra 5 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-2. BATELADA 2 COM SUBSTRATO SINTÉTICO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA
	1	2	3	4	5	6
N - NH ₃	5,4	7,8	19,6	—	18,8	68,3
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,5	—	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	0,0	1,1	1,0	—	0,0	0,0
N-KJELDAHL	16,7	15,3	—	—	26,1	—
N-ORG	11,3	7,5	—	—	7,7	—
N-TOTAL	17,5	16,4	21,1	—	26,1	68,3
S.S.T.	—	42	208	—	37	21149
S.S.V.	—	16	205	—	3	18186
DBO ₅	464	396	24	—	14	—
DQO	913	958	384	—	119	—
O.D	—	6,6	3,6	3,7	3,6	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	50	—	—	—	—	—
pH (adimensional)	8,0	7,1	7,1	7,4	7,4	—

Amostra 1 = esgoto sintético (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 4 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = final do período de 4 horas agitação sem aeração

Amostra 5 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 6 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 7 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-3. BATELADA 3 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS ADICIONAR EXTRATO DE SOLO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)						
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6	AMOSTRA 7
N - NH ₃	6,5	8,1	13,4	13,5	13,6	38,9	51,3
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-KJELDAHL	58,9	52,2	62,6	32,9	36,7	2532	2604
N-ORG	52,4	44,1	49,2	19,4	23,1	2494	2553
N-TOTAL	58,9	52,2	62,6	32,9	36,7	2532	2604
S.S.T	—	28	257	11	83	21679	18267
S.S.V.	—	21	243	5	77	19923	16627
DBO ₅	644	456	164	154	164	—	—
DQO	946	916	786	587	475	—	—
O.D	5,6	1,0	2,4	2,2	—	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	50	—	—	—	—	—	—
pH (adimensional)	8,0	6,7	6,3	6,3	6,3	—	—

Amostra 1 = esgoto sintético (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 4 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = final do período de 2 horas de agitação sem aeração

Amostra 5 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 6 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 7 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

**TABELA A-4. BATELADA 4 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS
ADICIONAR EXTRATO DE SOLO**

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)				
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5
N - NH ₃	5,7	6,5	15,3	16,2	17,1
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0
N-KJELDAHL	38,5	54,6	34,5	53,1	63,0
N-ORG.	32,8	48,1	19,2	36,9	45,9
N-TOTAL	38,5	54,6	34,5	56,3	63,0
O.D	—	6,8	3,2	1,2	2,1
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	50	—	—	—	—
pH (adimensional).	8,0	7,0	6,9	6,6	6,6

Amostra 1 = esgoto sintético (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 4 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = final do período de 4 horas agitação sem aeração

Amostra 5 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

**TABELA A-5. BATELADA 5 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS
ADICIONAR EXTRATO DE SOLO E COM CORREÇÃO
DE pH E ALCALINIDADE**

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)				
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5
N - NH ₃	6,8	18,7	17,8	54,4	39,4
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	4,5	2,4
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-KJELDAHL	62,7	88,9	85,9	1668	1498,4
N-ORG	55,9	70,2	68,1	1609	1459
N-TOTAL	62,7	88,9	85,9	1668	1501
pH (adimensional)	8,2	6,6	7,4	6,3	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	47	413	413	290	—

Amostra 1 = esgoto sintético (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 4 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 5 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-6. BATELADA 6 COM SUBSTRATO SINTÉTICO APÓS ADICIONAR EXTRATO DE SOLO E COM CORREÇÃO DE pH e ALCALINIDADE

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)						
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6	AMOSTRA 7
N - NH ₃	8,0	13,0	20,6	22,3	29,0	598,1	446,3
N - NO ₂ ⁻	1,4	2,1	2,7	2,9	11,8	83,7	57,6
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,0	22,4
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	50	629	512	347	545	—	—
pH (adimensional)	8,0	8,6	7,2	6,4	7,6	—	—

Amostra 1 = esgoto sintético (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 6 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = final do período de 8 horas agitação com aeração

Amostra 5 = final do período de 24 horas agitação com aeração

Amostra 6 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 7 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-7. TESTE COM SUBSTRATO SINTÉTICO EM BANCADA DE LABORATÓRIO

AMOSTRA	APÓS ENCHIMENTO (mg/l)			APÓS REAÇÃO (mg/l)		ACRÉSCIMO (%)
	N-NH ₃	N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻	pH	N-NH ₃	N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻
1 com extrato de solo; correção de pH e alcalinidade	12,9	0,6	7,9	12,8	2,4	300
2 com extrato de solo; sem correção de pH e alcalinidade	12,2	1,5	6,0	18,2	1,9	27
3 sem extrato de solo; correção de pH e alcalinidade	17,4	2,5	7,7	13,1	7,5	200

* Valor adimensional

TABELA A-8. BATELADA 7 COM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)			
	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA
	1	2	3	4
N - NH ₃	66,6	57,2	57,0	70,9
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0
N-KJELDAHL	69,7	89,3	522	1384
N-ORG.	3,1	32,1	465	1313,1
N-TOTAL	69,7	89,3	522	1384
DQO	313	80	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	130	213	—	—
pH (adimensional)	7,2	8,3	—	—

Amostra 1 = esgoto doméstico bruto (afluente)
 Amostra 2 = final do período de 6 horas de agitação com aeração
 Amostra 3 = lodo coletado antes do período de enchimento
 Amostra 4 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado
 (após 1 hora de sedimentação).

Obs: O período de enchimento foi de 1 hora e 45 min., não foi coletada amostra

TABELA A-9. BATELADA 8 COM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA
	1	2	3	4	5	6
N - NH ₃	46,7	49,1	55,4	55,9	45,3	62,4
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	10,7	12,2	7,9	10,2	4,6	3,0
N-KJELDAHL	67,3	76,5	88,7	70,1	580,1	772,6
N-ORG.	20,6	27,4	33,3	14,2	534,8	710,2
N-TOTAL	78,0	88,7	96,6	80,3	584,7	775,6
DQO	378	404	615	139	—	—
O.D	2,8	—	2,6	—	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	120	157	204	204	—	—
pH (adimensional)	7,3	7,2	7,3	7,1	—	—

Amostra 1 = esgoto doméstico bruto (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 6 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = efluente decantado; após 30 minutos de sedimentação

Amostra 5 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-10. BATELADA 9 COM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6
N-NH ₃	43,7	40,5	48	47	57	52
N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻	0,0	8,3	8,9	8,3	26,6	16,0
N-KJELDAHL	79,4	118,2	72,5	72,8	73,4 *430,4	50,7 *351,1
N-Total	79,4	126,5	81,4	81,1	100,0	66,7
S.S.T.	—	—	—	—	8401	—
S.S.V.	—	—	—	—	7019	—
DQO	694	548	794	539	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	129	129	180	166	—	—
pH (adimensional)	7,1	7,0	7,1	7,1	—	—

Amostra 1 = esgoto doméstico bruto (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 4 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 5 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

Obs: As amostras de lodo foram centrifugadas, com a finalidade de ter uma amostra mais homogênea, é comparar os resultados de amostra de lodo sem centrifugar

* Amostras de lodo sem centrifugar

TABELA A-11. BATELADA 10 COM ESGOTO SANITÁRIO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6
N - NH ₃	38,9	45,3	37,8	37,8	62,9	37,6
N - NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-KJELDAHL	64,3	76,5	69,0	63,9	1349	1261
N-ORG	25,4	31,2	31,2	26,1	1286	1223
N-TOTAL	64,3	76,5	69,0	63,9	1349	1261
S.S.T.	237	—	—	—	15.555	—
S.S.V.	207	—	—	—	12176	—
DBO ₅	197	197	116	103	—	—
DQO	224	584	484	470	—	—
O.D	3,1	5,8	5,2	1,6	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	121	139	125	120	—	—
pH (adimensional)	7,6	7,3	7,5	7,4	—	—

Amostra 1 = esgoto sanitário (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 6 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 5 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-12. BATELADA 11 COM ESGOTO SANITÁRIO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA
	1	2	3	4	5	6
N-NH ₃	56,6	57,8	49,2	50,9	55,5	58,3
N-NO ₂ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-NO ₃ ⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-KJELDAHL	89,7	103,1	85,9	83,3	1291	1144
N-ORG	33,1	45,3	36,7	32,4	1236	1086
N-TOTAL	89,7	103,1	85,9	83,3	1291	1144
S.S.T.	153	—	—	—	11438	—
S.S.V.	129	—	—	—	9038	—
DBO ₅	196	154	78	60	—	—
DQO	322	702	616	322	—	—
O.D	1,1	0,3	5,1	3,3	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	192	220	369	158	—	—
pH (adimensional)	8,2	7,9	7,8	7,7	—	—

Amostra 1 = esgoto sanitário (afluente)

Amostra 2 = final do período de 3 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 6 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 5 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-13. BATELADA 12 COM ESGOTO SANITÁRIO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6
N - NH ₃	40,6	42,0	20,7	20,4	34,2	21,1
N - NO ₂ ⁻	0,4	0,0	2,3	4,0	2,0	2,3
N - NO ₃ ⁻	4,9	6,2	26,9	22,2	6,5	5,6
N-KJELDAHL	79,3	71,7	43,8	38,2	1276	1134
N-ORG	38,7	29,7	23,1	17,8	1242	1113
N-TOTAL	84,6	77,9	73,0	64,4	1285	1142
S.S.T.	208	—	—	—	14958	—
S.S.V.	194	—	—	—	10883	—
DBO ₅	94	74	80	55	—	—
DQO	393	307	336	227	—	—
O.D	1,7	1,3	5,7	4,7	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	182	172	19	34	—	—
pH (adimensional)	8,0	7,3	6,7	6,6	—	—

Amostra 1 = esgoto sanitário (afluente)

Amostra 2 = final do período de 4 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 6 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 5 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-14. BATELADA 13 COM ESGOTO SANITÁRIO

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/l)					
	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA	AMOSTRA
	1	2	3	4	5	6
N - NH ₃	47,3	40,7	12,2	12,1	0,7	14,0
N - NO ₂ ⁻	1,0	0,0	3,5	3,7	0,0	0,0
N - NO ₃ ⁻	1,3	2,6	29,8	29,9	0,4	15,2
N-KJELDAHL	84,8	74,8	39,8	33,0	1200	1180
N-ORG	37,5	34,1	27,6	20,9	1200	1166
N-TOTAL	87,1	77,4	73,1	66,6	1201	1195
S.S.T.	131	—	—	—	13996	—
S.S.V.	126	—	—	—	9953	—
DBO ₅ ⁻	61	66	99	83	—	—
DOO	429	392	353	274	—	—
O.D	2,2	1,9	6,5	5,7	—	—
ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /l)	187	163	48	48	—	—
pH (adimensional)	8,2	7,6	5,8	5,7	—	—

* Houve erro analítico nesta amostra (O.D. do Branco foi > do que o da amostra)

Amostra 1 = esgoto sanitário (afluente)

Amostra 2 = final do período de 2 horas de enchimento sem aeração

Amostra 3 = final do período de 6 horas de agitação com aeração

Amostra 4 = efluente decantado; após 1 hora de sedimentação

Amostra 5 = lodo coletado antes do período de enchimento

Amostra 6 = lodo coletado após a remoção do efluente decantado

TABELA A-15. REMOÇÃO DE DQO E DBO5 NO EFLUENTE

BATELADA	REMOÇÃO %	
	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)
1	74	94
2	87	97
3	50	75
7	74	*
8	63	*
9	22	*
10	0	48
11	0	69
12	42	42
13	36	0

* Não foi realizado a DBO₅ nestas bateladas.

TABELA A-16. RELAÇÃO DBO5 / DQO AO LONGO DO TEMPO

BATELADA	DBO ₅ / DQO			
	AFLUENTE	ENCHIMENTO	REAÇÃO	EFL. FINAL
1	1:2	1:2	1:9	1:5
2	1:2	1:2	1:16	1:9
3	1:2	1:2	1:5	1:3
10	1:2	1:3	1:4	1:5
11	1:2	1:5	1:8	1:5
12	1:4	1:4	1:4	1:4
13	1:7	1:6	1:4	1:3

**TABELA A-17. REMOÇÃO DE NITROGÊNIO
TOTAL NO EFLUENTE**

BATELADA	REMOÇÃO (%)
1	34
2	38
3	2
4	—
5	—
7	0
8	0
9	—
10	1
11	7
12	24
13	24

TABELA A-18. TAXA DE DBO₅ / NKT

BATELADA	DBO ₅	NKT	DBO ₅ / NKT	FRAÇÃO DE NITRIFICADORES *
1	538	40,9	13,2	**
2	464	16,7	28,8	**
3	644	58,9	10,9	**
10	197	64,3	3,1	0,083
11	196	89,7	2,2	≈ 0,12
12	94	79,3	1,2	≈ 0,21
13	61	84,8	0,7	≈ 0,35

*Fonte: METCALF e EDDY (1991)

** Valores menor que 0,029

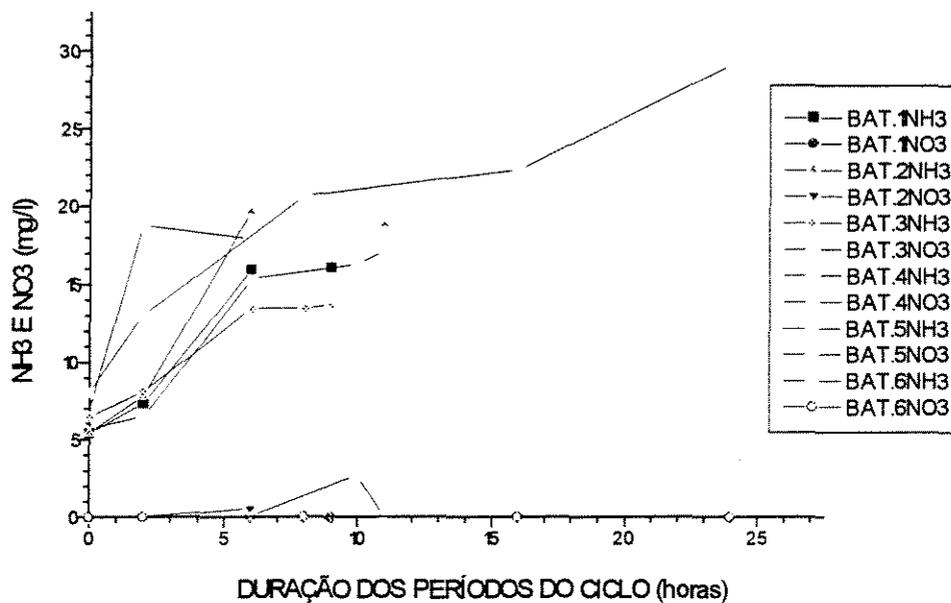


FIGURA B-1. Variação de NH_3^+ e NO_3^- , durante os períodos do ciclo da batelada, utilizando substrato sintético. Tempo zero corresponde a concentração inicial do afluente.

Bat.de 1 a 5 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. 6 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 24 horas ; não houve coleta de amostra

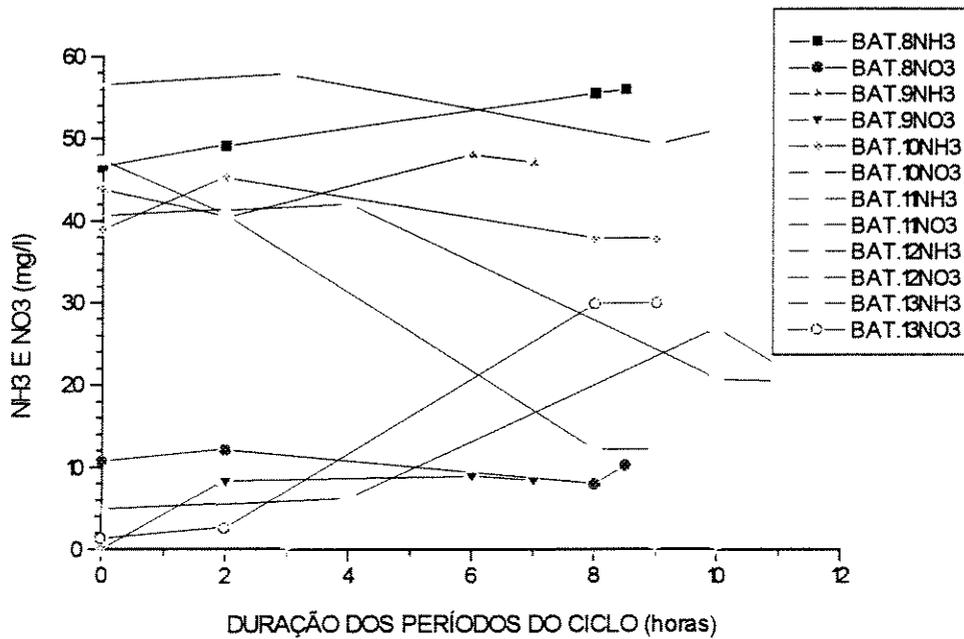


FIGURA B-2. Variação de NH_3^+ e NO_3^- , durante os períodos do ciclo da batelada, utilizando esgoto sanitário. Tempo zero corresponde a concentração inicial do afluente.

Bat. 8 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 0.5 horas

Bat. 9 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. de 10 a 13 : Enchimento = 2, 3, 4 e 2 horas, respectivamente; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 1 hora

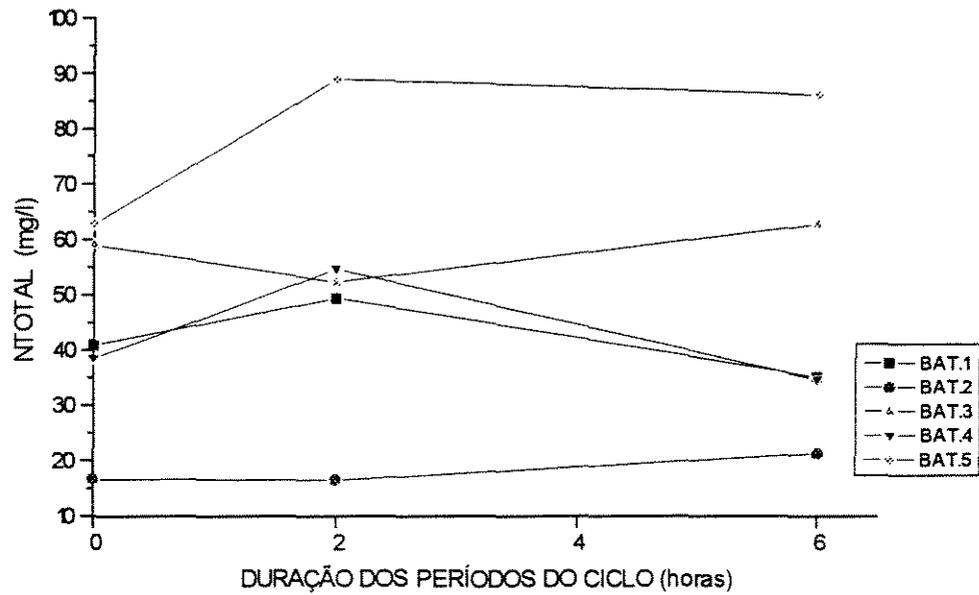


FIGURA B-3. Comportamento do nitrogênio total no esgoto, durante os períodos do ciclo, utilizando substrato sintético. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de nitrogênio total no afluente.

Bat.de 1 a 5 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

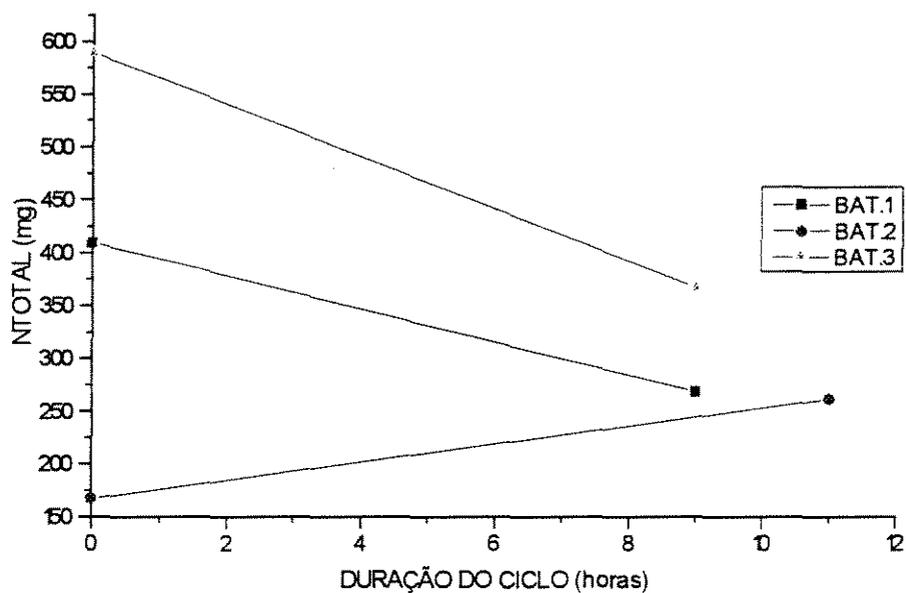


FIGURA B-4. Comportamento do nitrogênio total do esgoto, em massa, durante os períodos do ciclo, utilizando substrato sintético. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de nitrogênio total no afluente.

Bat.de 1 e 3 : Duração do ciclo = 9 horas

Bat.de 2 : Duração do ciclo = 11 horas

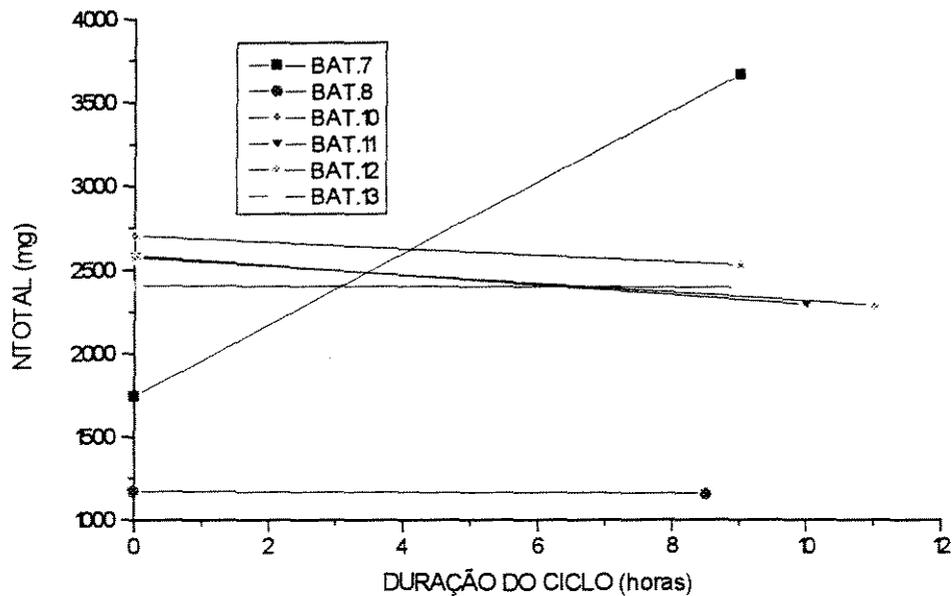


FIGURA B-5. Comportamento do nitrogênio total do esgoto, em massa, durante os períodos do ciclo, utilizando esgoto sanitário. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de nitrogênio total no afluente.

Bat.7.: Duração do ciclo = 8 horas
 Bat. 8 : Duração do ciclo = 8,5 horas
 Bat. de 10 e 13 : Duração do ciclo = 9 horas
 Bat.11: Duração do ciclo = 10 horas
 Bat.12 : Duração do ciclo = 11 horas

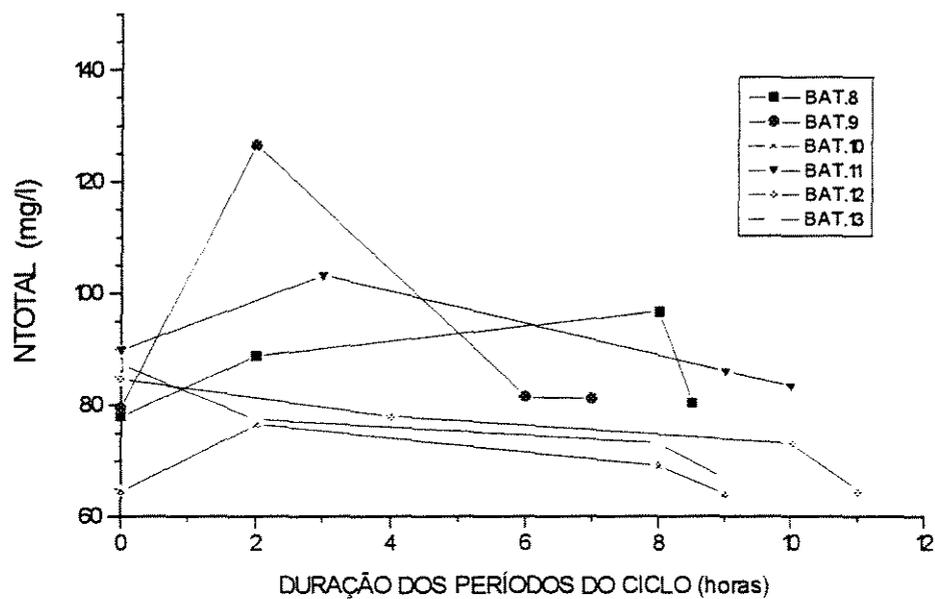


FIGURA B-6. Comportamento do nitrogênio total no esgoto, durante os períodos do ciclo, utilizando esgoto sanitário. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de nitrogênio total no afluente.

Bat. 8 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 0.5 horas

Bat. 9 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. de 10 a 13 : Enchimento = 2, 3, 4 e 2 horas, respectivamente; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 1 hora

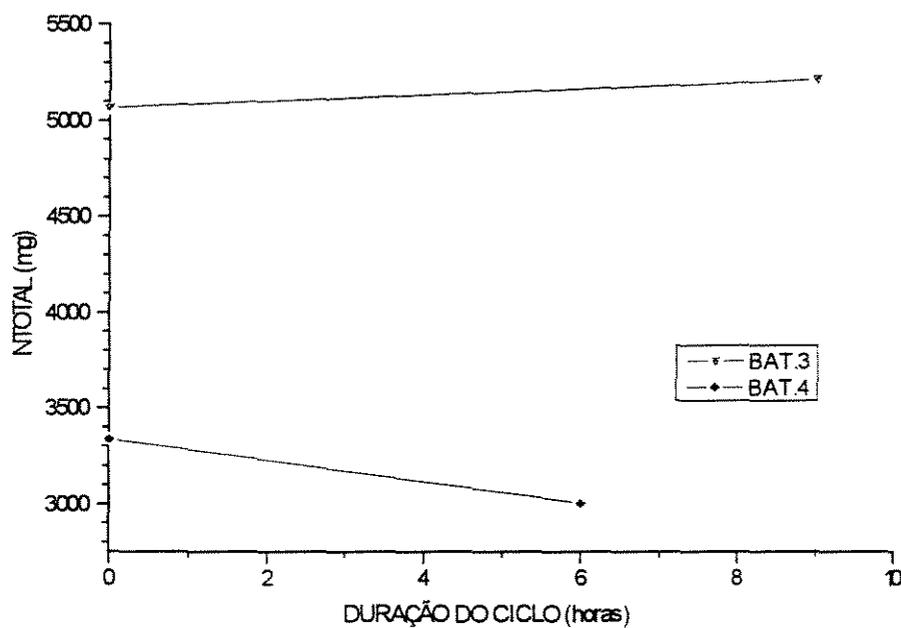


FIGURA B-7. Comportamento do nitrogênio total no lodo, em massa, utilizando substrato sintético. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de nitrogênio total no lodo, antes de iniciar a batelada. Volume do lodo = 2 litros

Bat.3: Duração do ciclo = 9 horas

Bat.4 : Duração do ciclo = 11 horas

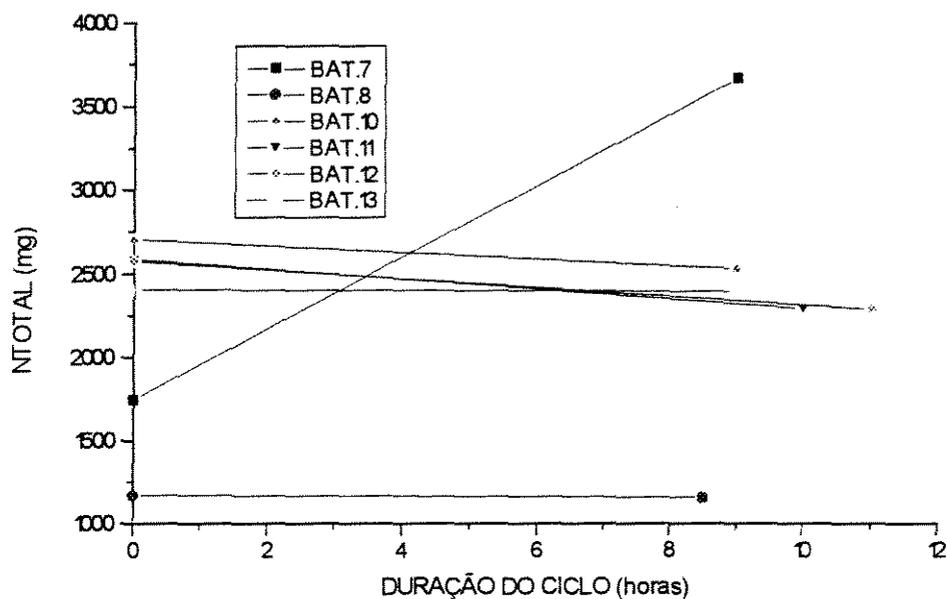


FIGURA B-8. Comportamento do nitrogênio total no lodo, em massa, utilizando esgoto sanitário. Tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de nitrogênio total no lodo, antes de iniciar a batelada. Volume do lodo = 2 litros

Bat. 7.: Duração do ciclo = 8 horas
 Bat. 8 : Duração do ciclo = 8,5 horas
 Bat. de 10 e 13 : Duração do ciclo = 9 horas
 Bat. 11: Duração do ciclo = 10 horas
 Bat. 12 : Duração do ciclo = 11 horas

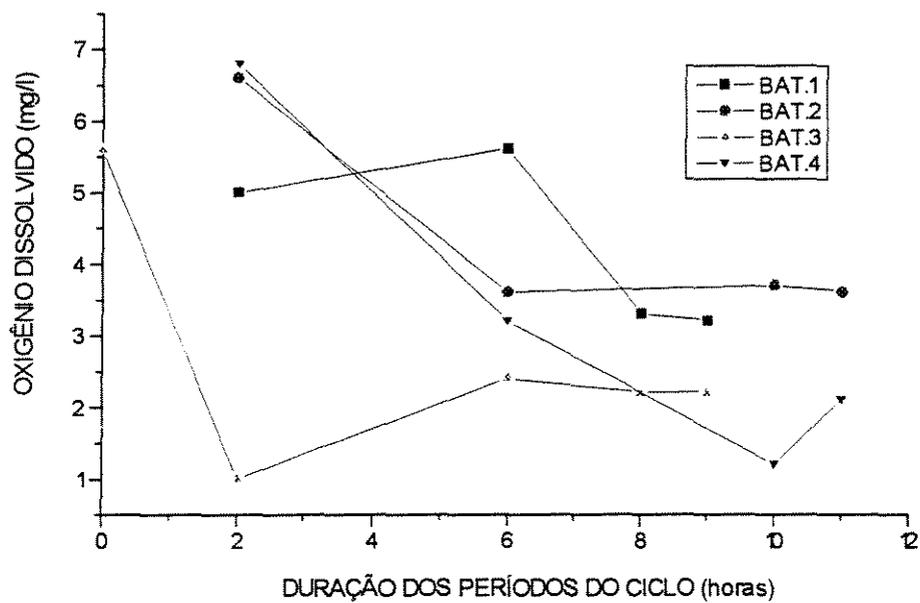


FIGURA B-9. Comportamento do oxigênio dissolvido, durante os períodos do ciclo, utilizando substrato sintético. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de oxigênio dissolvido no afluente, antes de iniciar a batelada.

Bat.de 1 a 4 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

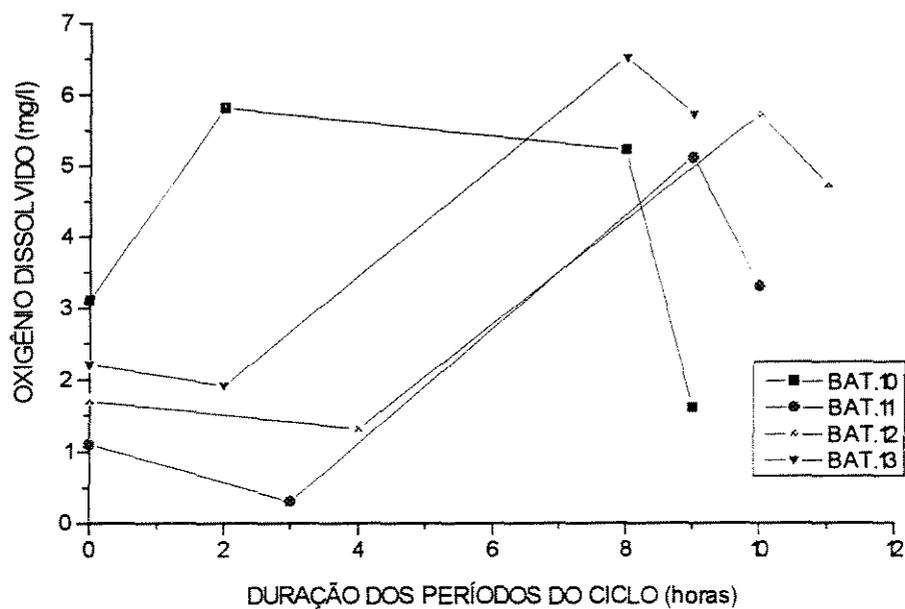


FIGURA B-10. Comportamento do oxigênio dissolvido, durante os períodos do ciclo, utilizando esgoto sanitário. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial de oxigênio dissolvido no afluente, antes de iniciar a batelada.

Bat. de 10 a 13 : Enchimento = 2, 3, 4 e 2 horas, respectivamente; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 1 hora

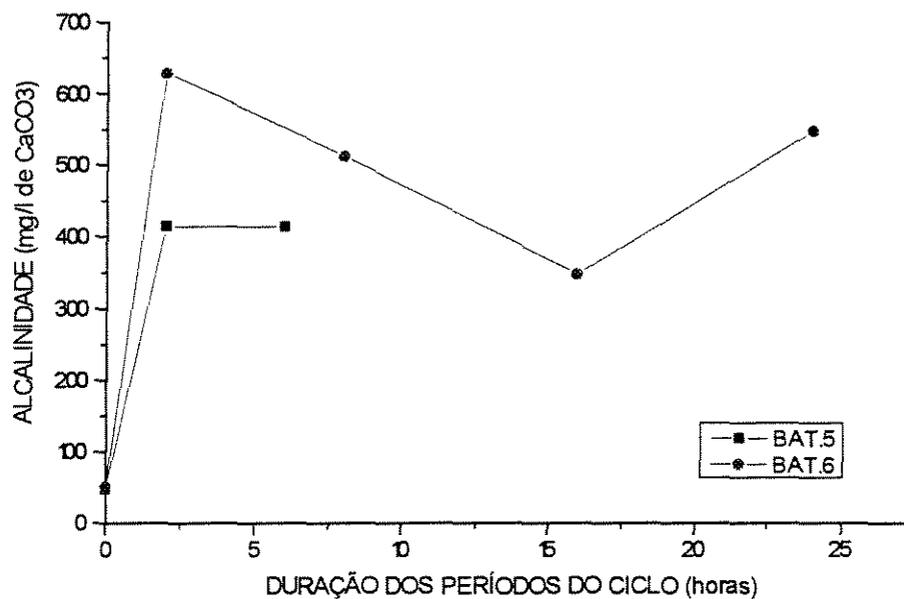


FIGURA B-11. Comportamento da alcalinidade, durante os períodos do ciclo, utilizando substrato sintético. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial da alcalinidade, no substrato, antes de iniciar a batelada.

Bat. 5 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. 6 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 24 horas ; Sedimentação = não houve coleta da amostra

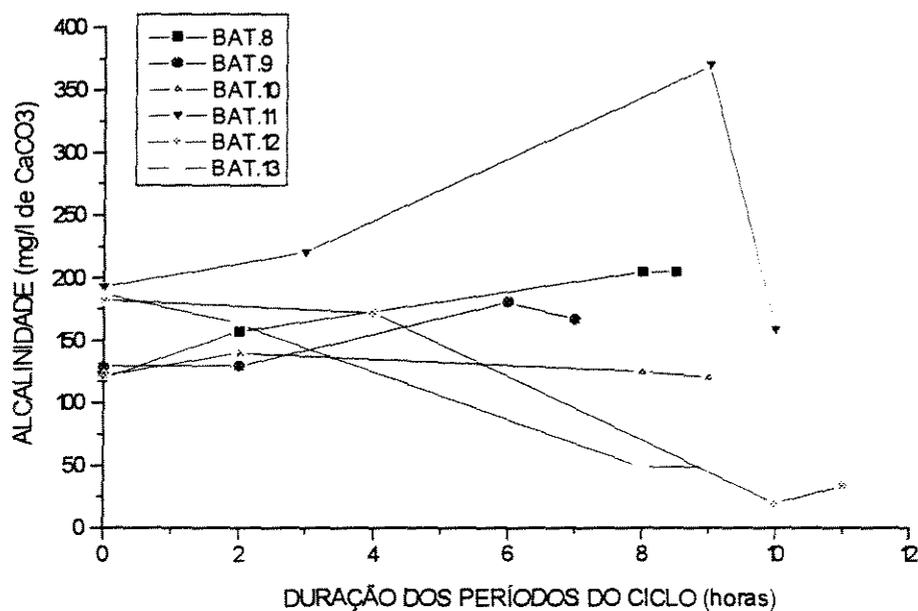


FIGURA B-12. Comportamento da alcalinidade, durante os períodos do ciclo, utilizando esgoto sanitário. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial da alcalinidade, no esgoto, antes de iniciar a batelada.

Bat. 8 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 0.5 horas

Bat. 9 ; Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. de 10 a 13 : Enchimento = 2, 3, 4 e 2 horas, respectivamente; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 1 hora

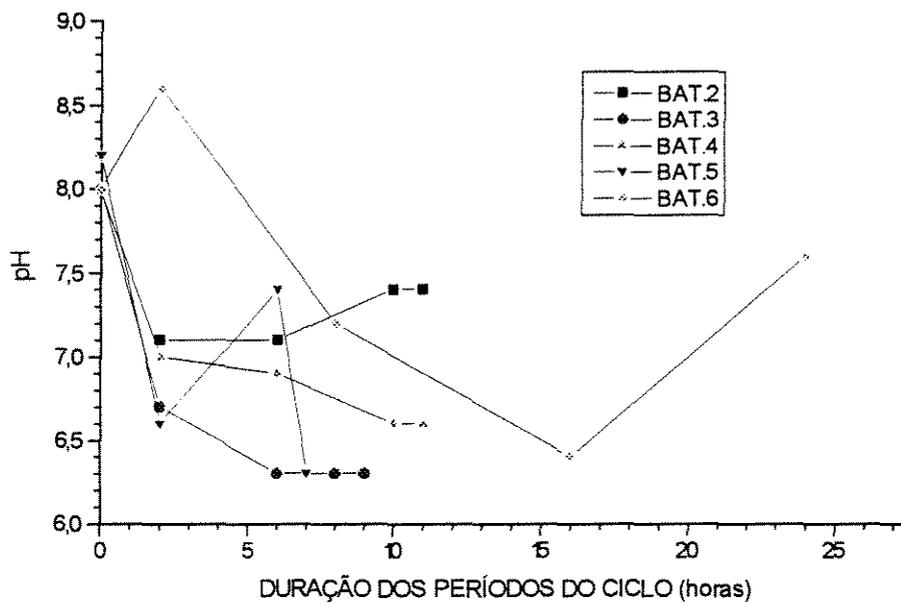


FIGURA B-13. Comportamento do pH, durante os períodos do ciclo, utilizando substrato sintético. O tempo igual a zero corresponde ao pH inicial, no substrato, antes de iniciar a batelada.

Bat. de 2 a 5 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. 6 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 24 horas ; não houve coleta de amostra

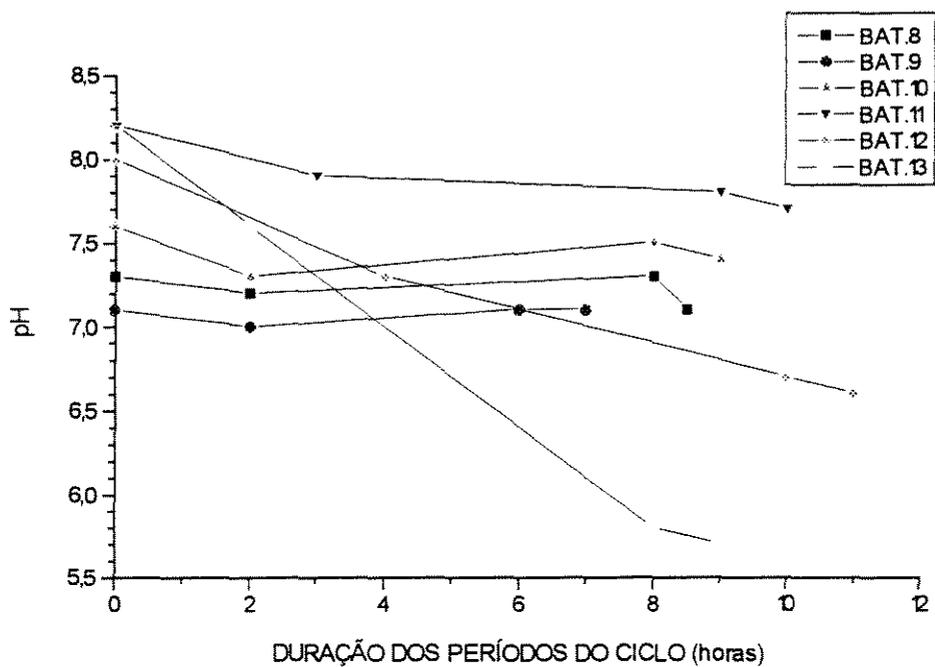


FIGURA B-14. Comportamento do pH, durante os períodos do ciclo, utilizando esgoto sanitário. O tempo igual a zero corresponde ao pH inicial, no esgoto, antes de iniciar a batelada.

Bat. 8 : Enchimento = 2 horas ; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 0.5 horas

Bat. 9 ; Enchimento = 2 horas ; Reação = 4 horas ; Sedimentação = 1 hora

Bat. de 10 a 13 : Enchimento = 2, 3, 4 e 2 horas, respectivamente; Reação = 6 horas ; Sedimentação = 1 hora

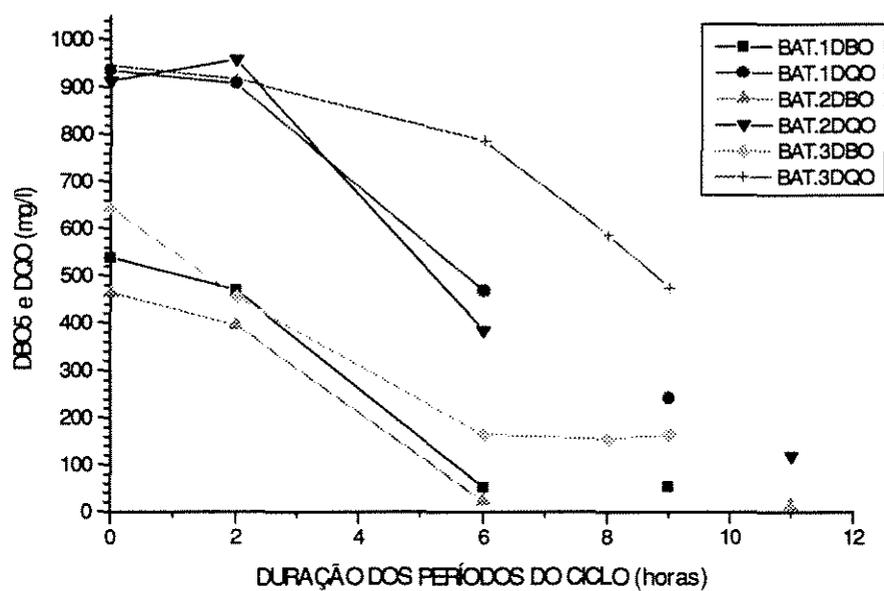


FIGURA B-15. Comportamento da DBO5 e da DQO, com substrato sintético, durante os períodos do ciclo. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial da DBO5 e da DQO, no substrato.

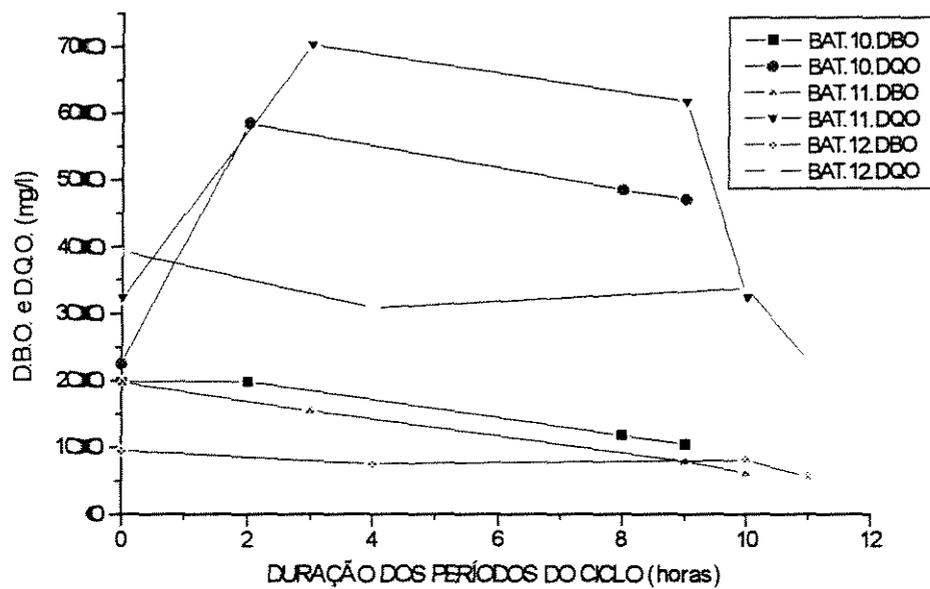


FIGURA B-16. Comportamento da DBO5 e da DQO, com esgoto sanitário, durante os períodos do ciclo. O tempo igual a zero corresponde a concentração inicial da DBO5 e da DQO, no afluente.