

**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL –
MESTRADO**

Mário Luiz Dummer

**USO DE REATOR COMPARTIMENTADO
PARA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA E
DE NUTRIENTES A PARTIR DE EFLUENTES URBANOS**

Santa Cruz do Sul, março de 2008.

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Mário Luiz Dummer

**USO DE REATOR COMPARTIMENTADO PARA REMOÇÃO DE CARGA
ORGÂNICA E DE NUTRIENTES A PARTIR DE EFLUENTES URBANOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Diosnel Antônio Rodriguez Lopez

Santa Cruz do Sul, março de 2008.

Mário Luiz Dummer

**USO DE REATOR COMPARTIMENTADO PARA REMOÇÃO DE CARGA
ORGÂNICA E DE NUTRIENTES A PARTIR DE EFLUENTES URBANOS**

Esta Dissertação foi submetida ao programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração Gestão Ambiental e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Dr. Diosnel Antônio Rodriguez Lopez

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Orientador

Prof^a Dra. Adriane Lawisch Rodriguez

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Co-orientadora

Prof. Dr. Adilson Ben da Costa

Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC

Prof.^a Dra. Liliana Amaral Feris

Universidade Luterana do Brasil – ULBRA

AGRADECIMENTOS

Ao final de uma trajetória são muitos os agradecimentos que vem à mente daqueles que atingiram um objetivo.

Agradeço pelo amor, carinho e perseverança herdados da família: pai Manfredo, mãe Marta, irmão Edson e minha filha Marina que sempre depositam fé em meus projetos.

Aos meus orientadores Diosnel Antônio Rodriguez Lopez e Adriane Lawisch Rodriguez pela dedicação e paciência, necessárias para a evolução ao nível de mestre.

Aos professores e colaboradores que se dedicaram para criar e manter o Mestrado em Tecnologia Ambiental da UNISC, o qual considero, um fortíssimo elo interdisciplinar para as demandas ambientais urgentes,

Ao acadêmico Ramiro Bisognin sempre disposto e dedicado.

À FAPERGS (Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul) pela concessão da bolsa.

As pessoas que vivem próximas têm sempre alguma participação em nossas vitórias, por mais simples que sejam, e a estas pessoas agradecerei representando meus amigos no Geólogo Enoir Greiner pelo incentivo e debate, representando os colegas de curso eu homenageio a Mestre Georgine Schimunek que representa para mim uma enorme conquista humana pela fraternidade e disponibilidade.

O apoio e a compreensão de Sandra de Oliveira que está me acompanhando nesta busca.

Há muitas coisas que podemos fazer em um determinado momento, e que não imaginávamos antes, aceitando a responsabilidade dos nossos atos, mesmo os mais triviais, buscando ser impecáveis perante nos mesmos.

A vida coloca constantemente ao nosso alcance oportunidades, basta que sejamos permanentemente fluidos para conseguirmos utilizá-las.

Um dos segredos para o aperfeiçoamento consiste em desviar a energia que dedicamos às nossas fraquezas e concentrá-las em um propósito nesta vida.

Não são as coisas que mudam; o que muda são as idéias que temos a respeito de nós mesmos.

Muito Obrigado!

RESUMO

O presente trabalho buscou caracterizar a eficiência de um reator seqüencial em batelada (RSB) compartimentado totalmente automatizado, composto de uma etapa anaeróbia (tanque pulmão) e outra aeróbia (tanque de aeração), no tratamento de efluentes urbanos no que diz respeito à remoção de matéria orgânica e de micronutrientes. O local dos ensaios foi a ETE do Campus central da UNISC (Universidade de Santa Cruz do Sul). Todos os parâmetros caracterizados foram analisados por meio de sonda cujo sensor determina "in-situ" compostos de carbono e seus parâmetros somatórios (DBO, DQO, TOC, DQO total, DQO dissolvida, COD), assim como dos sólidos totais em suspensão (TSS) e a turbidez dos efluentes utilizando o princípio da espectrometria de luz UV visível. Para os compostos nitrogenados abundantes no efluente bruto foi empregado outro sensor. Este sensor permitiu a medida de $\text{NH}_4\text{-N}$, e $\text{NO}_3\text{-N}$, possibilitando também monitorar a temperatura do efluente. A qualidade do esgoto bruto variou substancialmente e o mesmo apresentou-se muito diluído uma vez que seus valores de DBO, DQO e COT tiveram valores baixos. Por outro lado, o esgoto bruto mostrou-se rico em compostos nitrogenados, superiores a 100 mg.L^{-1} , sendo que a concentração média de nitrogênio amoniacal foi de $76,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e a do nitrogênio nitrato foi de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$. A diferença entre o Nitrogênio total e o amoniacal mostra que o efluente possui 30 mg.L^{-1} de Nitrogênio orgânico. Valores obtidos no monitoramento do tanque pulmão mostram que vários parâmetros são modificados ao longo de tempo de residência do esgoto neste compartimento. Os mais afetados são DBO_5 , DQO e TOC dos quais

foram removidos 35% e em 18% o TSS do efluente. As reduções do material orgânico acontecem como consequência da condição anaeróbia que se estabelece dentro do mesmo, após a sua carga, que digere parte da matéria orgânica do efluente bruto. Os resultados obtidos nos tratamentos mostraram que a remoção da matéria orgânica é diretamente proporcional ao tempo de aeração, sendo que o tempo ótimo para isso é de 6h. A partir deste ponto a aeração do efluente não produz mais efeito representativo na redução destes valores. A DBO₅ e os outros parâmetros orgânicos apresentaram uma redução de no mínimo 45%. Com relação aos compostos nitrogenados observou-se que o nitrogênio amoniacal oxida para nitrogênio nitrato nas 6 h de aeração. Já desnitrificação do efluente mostrou-se dependente do tempo de decantação. O tempo ideal determinado foi de 2h, período no qual o oxigênio dissolvido do lodo diminui sua concentração de 6,5 para 0 mg.L⁻¹, criando com isso uma situação anóxica, que promovia a desnitrificação do efluente. Foram obtidos valores de compostos nitrogenados abaixo dos valores recomendados pela NBR13969/97 para lançamento de efluentes. A utilização de um filtro de areia promoveu a redução do TSS, turbidez e conseqüentemente da DBO₅, DQO e COT pela retenção de matéria orgânica. Por sua vez, o efeito de memória resultante de sucessivas passagens do efluente, o qual indica a retenção de resíduos no material filtrante, aumenta a presença de coliformes termotolerantes no efluente filtrado. Porém, a desinfecção do efluente filtrado por meio de reatores de luz UV diminuiu a presença destes a níveis recomendados para o lançamento.

PALAVRAS CHAVE: Reator seqüencial em batelada, automação, remoção de matéria orgânica e nutrientes , filtragem, desinfecção UV.

ABSTRACT

The present work aimed to characterize the efficiency of a sequential reactor batch (RSB) compartmentalized totally automated, composed of an anaerobic stage (lung tank) and other aerobic one (aeration tank), in the treatment of urban effluents in what concerns the removal of organic matter and of micro-nutritious. The place of the analysis was the Sewage Treatment Station (ETE) of the central Campus of UNISC (University of Santa Cruz do Sul). All of the characterized parameters were analyzed through a probe whose sensor determines "in-situ" compounds of carbon and their parameter sums (DBO, DQO, TOC, total DQO, dissolved DQO, COD), as well as of the total solids in suspension (TSS) and the effluents' turbidity using the principle of the UV visible light spectrometry. For the nitrogenated compounds abundant in the rude effluent it was used other sensor. This sensor has allowed the measure of $\text{NH}_4\text{-N}$, and $\text{NO}_3\text{-N}$, also making possible to monitor the temperature of the effluent. The quality of the rude sewer has varied substantially and this one was presented very diluted once its values of DBO, DQO and COT have had low values. On the other hand, the rude sewer is rich in nitrogenated compounds, superior to 100 mg.L^{-1} , and the medium concentration of amoniacal nitrogen was of $76,1 \text{ mg.L}^{-1}$ and the one of the nitrate nitrogen was of $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$. The difference between the total Nitrogen and the amoniacal one shows that the effluent possesses 30 mg.L^{-1} of organic Nitrogen. Values obtained in the monitoring of the lung tank show that several parameters are modified along the residence time of the sewer in this compartment. The most affected ones are DBO5, DQO and TOC from which were removed around 35%

DBO₅, DQO, TOC and in 18% TSS of the effluent. The reductions of the organic material happen as a consequence of the anaerobic condition that is established inside of it, after its load, which digests part of the organic matter of the rude effluent. The results obtained in the treatments have showed that the removal of the organic matter is directly proportional to the aeration time, and the optimal time for that is of 6 hours. Starting from this point the aeration of the effluent does not produce significant effect in the reduction of these values anymore. DBO₅ and the other organic parameters have presented a reduction of at least 45%. Regarding to the nitrogenated compounds it was observed that the amoniacal nitrogen oxidates for nitrate nitrogen inside the 6 hours of aeration. Yet, the effluent desnitrification was shown dependent on the decantation time. The determined ideal time was of 2h, period in which the dissolved oxygen of the mud has diminished its concentration from 6,5 to 0 mg.L⁻¹, creating with that an anoxic situation which promoted the effluent desnitrification. It was obtained values of nitrogenated compounds below the values recommended by the NBR13969/97 for effluents release. The use of a sand filter has promoted the reduction of TSS, turbidity and consequently of DBO₅, DQO and COT by the retention of organic matter. For its turn, the memory effect resulting from several passings of the effluent which indicates accumulation of residues among the filtering material, increases the presence of term-tolerant coliforms in the filtered effluent. However, the disinfection of the effluent filtered through UV light reactors reduced the presence of these ones at levels recommended for the release.

Key-words: Sequential reactor batch, automation, Organic matter and Nutrients Removal, Filtering, Ultraviolet Disinfection.

LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional das Águas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANAMMOX	Oxidação Anaeróbia de Amônia
CLP	Central Lógica Programável
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT /TOC	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FAT	Fundação de Amparo ao Trabalhador
FGTS	Fundo de Garantia por Tempo de Serviço
FUNASA	Fundação Nacional de Saneamento
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IHM	Interface Homem Máquina
K	Potássio
MORB	Matéria Orgânica Rapidamente Biodegradável
N _{total}	Nitrogênio Total
NH ₄ ⁺	Amônia Ionizada
NH ₄ -N	Nitrogênio Amoniacal
NH ₃ -	Amônia Livre
NMP	Número Mais Provável
NO ₃	Nitrato

NO ₃ -N	Nitrogênio Nitrato
NO ₂	Nitrito
N ₂ O	Oxido Nítrico
NTK	Nitrogênio Total Kietjail
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogênio Iônico
PHA	Polihidroxilalcanatos
PHB	Polihidroxibutiratos
PIB	Produto Interno Bruto
PPA	Plano Plurianual
RSB	Reator Seqüencial Em Batelada
SHARON	<i>Single Reactor System for High Rate Ammonium Removal over Nitrite</i>
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST/TSS	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
TCU	Tribunal de Contas da União
UV	Ultravioleta

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Remoção biológica de nitrogênio.....	36
Figura 2: Processos de remoção simultânea de N e P.....	44
Figura 3: Fluxograma de funcionamento do sistema de tratamento.....	48
Figura 4: Esquema completo do reator compartimentado.....	49
Figura 5: Fotografia lateral do RSB.....	50
Figura 6: Vista superior do RSB mostrando a posição do comando eletrônico..	51
Figura 7: Comando eletrônico utilizado no RSB.....	51
Figura 8: Filtro de areia utilizado.....	54
Figura 9: Fotorreatores de Luz UV adquiridos.....	55
Figura 10: Variação da concentração do DBO, DQO total e dissolvido e COT em função do tempo de aeração, com tempo de decantação de 1 hora.....	62
Figura 11: Variação da concentração dos compostos de nitrogênio em função do tempo de aeração.....	63
Figura 12: Concentração final do TSS e Turbidez analisada no efluente tratado em função do tempo de decantação.....	65
Figura 13: Comportamento do pH do efluente bruto e do tratado.....	66
Figura 14: Variações dos valores de DQO, DBO e TOC em função do tempo de aeração, com tempo de decantação de 2 horas.....	68
Figura 15: Valores de DBO, DQO e TOC analisados no efluente após as diferentes etapas de tratamento, com uma hora de decantação.....	71
Figura 16: Comportamento do nitrogênio amoniacal e do nitrato nas diferentes etapas do tratamento e para cada tempo de aeração.....	73
Figura 17: Comportamento do TSS e da Turbidez nas diferentes etapas do tratamento e para cada tempo de aeração.....	,
	4
Figura 18: Comportamento dos coliformes termo-tolerantes nas diferentes etapas do tratamento.....	75
Figura 19: Comportamento dos óleos e graxas durante as etapas de tratamento.....	76
Figura 20: Comportamento do Fósforo durante as etapas de tratamento.....	77

Figura 21: Comportamento do potássio durante as etapas de tratamento do efluente.....	79
Figura 22: Variações do DBO nos três estágios de tratamento analisados.....	80
Figura 23: Comportamento do DQO total durante o tratamento.....	81
Figura 24: Valores de COT analisados nas diferentes etapas do tratamento.....	82
Figura 25: Comportamento do NH ₄ -N durante as etapas de tratamento.....	82
Figura 26: Comportamento do NO ₃ -N durante o tratamento.....	82
Figura 27: Variação dos valores de TSS nas etapas de tratamento.....	84
Figura 28: Variação da turbidez nas três etapas de tratamento.....	85
Figura 29: Comportamento do pH durante as três etapas de tratamento.....	86
Figura 30: Comportamento da DBO no tanque de aeração durante 8 h de tratamento.....	87
Figura 31: Variação da DQO ao longo do tratamento no tanque de aeração.....	88
Figura 32: Comportamento do COT durante as 8 horas do tratamento.....	88
Figura 33: Comportamento da oxidação do nitrogênio amoniacal NH ₄ -N.....	89
Figura 34: Variação da temperatura do efluente no tanque de aeração durante o tratamento.....	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: População atendida por rede de abastecimento de água, segundo as Grandes Regiões e Unidades da Federação.....	20
Tabela 2: População atendida por rede de esgoto sanitário, segundo as Grandes Regiões e Unidades da Federação.....	20
Tabela 3: Características físico-químicas dos esgotos sanitários.....	24
Tabela 4: Processo de remoção biológica de nitrogênio e estequiometrias associadas.....	43
Tabela 5: Resumo de intervalos de tempo de aeração e de decantação utilizados.....	56
Tabela 6: Valores dos parâmetros analisados no efluente bruto.....	59
Tabela 7: Resultados das análises do efluente bruto realizadas em laboratório..	60
Tabela 8: Valores obtidos no monitoramento do tanque pulmão em 12/04/2007.	69
Tabela 9: Valores obtidos no monitoramento do tanque pulmão em 17/05/2007.	70
Tabela 10: Variação da densidade de coliformes termotolerantes no efluente bruto.....	74

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	14
1 OBJETIVO GERAL.....	18
1.1 Objetivos específicos.....	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19

2.1 Características do saneamento dos municípios do Brasil.....	19
2.2 Sistemas pequenos e descentralizados de tratamento de efluentes.....	22
2.3 Características dos esgotos.....	23
2.4 Reator seqüencial em batelada (RSB).....	26
2.5 Influência de parâmetros operacionais sobre a eficiência dos RSBs.....	31
2.6 Remoção de nutrientes dos esgotos.....	35
2.6.1 Remoção biológica de nitrogênio.....	35
2.6.2 Remoção biológica de fósforo.....	41
2.6.3 Processos de remoção de nitrogênio.....	42
2.6.4 Sistema de monitoramento de processos em ETE.....	45
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
3.1 Sistema de tratamento empregado.....	47
3.2 Ensaio de tratabilidade do esgoto.....	55
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	58
4.1 Determinação do tempo ótimo de tratamento.....	58
4.2 Ensaio com 6 h de aeração e 2 h de decantação.....	79
4.3 Monitoramento do ciclo de aeração e decantação.....	86
CONCLUSÕES.....	91
SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	94
REFERÊNCIAS.....	

INTRODUÇÃO

A água abrange quase 80% da superfície terrestre, deste percentual, 97% referem-se aos mares e os 3% restantes a águas doces. Dentre as águas doces, 2,7% são formadas por geleiras, vapor de água e lençóis existentes em grandes profundidades, não sendo economicamente viável o aproveitamento para consumo humano. Em conseqüência constata-se que somente 0,3% do volume total de água do planeta pode ser aproveitada, para consumo humano, sendo 0,01% encontrada

em fontes de superfícies, como rios e lagos. O restante, ou seja, 0,29% é encontrada em fontes subterrâneas como poços e nascentes (GRASSI, 2001).

Durante séculos as atividades humanas vêm comprometendo exponencialmente a qualidade da água das bacias hidrográficas. Esse comprometimento foi ainda mais agravado pelo crescimento populacional acelerado verificado nos últimos 100 anos. Embora a água seja vital para a existência de vida no nosso planeta nem sempre ela recebe os cuidados necessários para a sua conservação.

Dentre os principais problemas que afetam a sua qualidade encontram-se os esgotos urbanos, cuja contribuição para a degradação da qualidade da água, principalmente nos países do terceiro mundo, é um dos principais fatores de preocupação sobre a busca do uso sustentável dos recursos hídricos.

Os esgotos urbanos ou domésticos, apesar de variarem em função dos costumes e condições socioeconômicas das populações, têm características bem definidas. Resultantes do uso da água pelo homem em função dos seus hábitos higiênicos e de suas necessidades fisiológicas, os esgotos domésticos compõem-se, basicamente, das águas de banho, urina, fezes, restos de comida, sabões, detergentes e águas de lavagem. Os primeiros parâmetros citados são responsáveis pela carga orgânica dos esgotos e os três últimos acabam conferindo-lhe altos níveis de nitrogênio e fósforo.

Os esgotos sanitários constituem-se, aproximadamente de 99,9% de líquido e 0,1% de sólido, em peso. O líquido em si nada mais é do que um meio de transporte de inúmeras substâncias orgânicas, inorgânicas e microorganismos eliminados pelo homem diariamente.

Todas as características de esgotos citadas anteriormente lhes conferem um elevado potencial poluidor, exigindo que os mesmos sejam submetidos a tratamentos específicos de forma a eliminar o seu impacto ambiental antes do seu lançamento nos corpos receptores.

Mesmo sendo conhecida a necessidade de tratamento dos esgotos urbanos e a enorme importância que isso implica para a saúde humana e meio ambiente o saneamento básico no Brasil está longe de ser adequado. Segundo dados expostos no Atlas de Saneamento do IBGE (2004) sobre a abrangência dos serviços de saneamento no país com 53 milhões de domicílios, desconsiderada a sua extensão e eficiência, 77,8% tinham acesso a água potável enquanto que apenas 47,2%

possuíam rede de esgoto. Aqui é importante ressaltar que o fato de existir rede de coleta de esgoto numa cidade ou povoado, isto não é garantia de que o mesmo seja tratado.

De acordo com a Agência Nacional de Águas, somente 20% do volume de esgotos coletados no país passam por uma estação de tratamento.

Em relação aos investimentos em saneamento básico, de 1999 a 2002 foram liberados R\$ 274 milhões do Fundo de Garantia por Tempo de Serviço (FGTS) e entre 2003 e 2004 essas liberações atingiram R\$ 4,1 bilhões, com recursos do FGTS e do Fundo de Amparo ao Trabalhador (FAT) (Agência Nacional das Águas) ANA.

Segundo estudos do Ministério das Cidades/SNSA, para universalizar o acesso aos serviços públicos de saneamento básico são necessários investimentos de 185 bilhões de reais, dos quais 178 bilhões são necessários para água e esgoto e 7 bilhões de reais para resíduos sólidos urbanos ao longo dos próximos vinte anos. Para atingir essa meta será necessário investir 0,45% do PIB a cada ano. Considerando-se que o PIB cresça, em média, 4% a.a., tem-se que os investimentos devem variar de 6 bilhões no início a 12 bilhões de reais no final do período;

Como o Plano Plurianual (PPA) prevê investimentos Federais da ordem de R\$ 4,5 bilhões/ano, restaria R\$ 1,5 bilhões/ano para serem financiados pelos operadores, Governos Estaduais e Municipais.

Ainda que se consiga atingir êxitos com os investimentos em projetos de infraestrutura, o crescimento populacional continuará ocorrendo numa razão mais rápida do que as ações de saneamento público atuais. Isso demonstra a necessidade de desenvolvimento de tecnologias alternativas e descentralizadas que possam atingir níveis satisfatórios para tratamento dos efluentes urbanos o mais rápido possível.

Mesmo que sejam atingidos os padrões de lançamento de efluentes, ainda seriam necessários espaços urbanos adequados, eliminação dos riscos de longos percursos e altos custos com manutenção de sistemas de tratamento em grande escala.

Esta conjuntura agrava os problemas de saúde pública e ambiental e a sua melhoria depende, em grande parte, do desenvolvimento de sistemas de tratamento simples, eficientes e adaptáveis às condições econômicas e estruturais das cidades.

O avanço tecnológico das últimas décadas viabilizou a operação de sistemas de tratamento biológicos em batelada com a utilização mínima de mão-de-obra e de

energia. Nesta mesma época, a busca de soluções mais compactas e eficientes para o tratamento de esgoto doméstico e a conscientização da sociedade sobre os efeitos da poluição hídrica na qualidade de vida alavancaram as pesquisas em saneamento. O sistema de lodos ativados de fluxo contínuo sempre foi destaque no tratamento de águas residuárias domésticas por ser o mais utilizado em escala real e mais explorado em pesquisas. Porém, este sistema apresenta alguns problemas, como pouca eficiência para remoção de componentes inorgânicos, variações de fluxo do efluente e necessidade de monitoramento permanente em função das características e quantidades do efluente a ser tratado.

Uma das alternativas encontradas para o tratamento de efluentes de forma descentralizada e de alta eficiência é o uso de Reatores Seqüências em Bateladas (Aeróbios ou Anaeróbios). Este sistema na sua versão anaeróbia defronta-se com uma variante de lodos ativados capaz de suprir a deficiência do sistema contínuo, que pode ser operado em locais ou aplicações caracterizadas por vazões baixas ou intermitentes de efluentes e é capaz de retirar os componentes indesejáveis dos efluentes tratados, sejam estes orgânicos ou inorgânicos.

Um RSB realiza todas as operações de um sistema de lodo ativado convencional (carregamento, aeração, decantação, drenagem) dentro de um único reator, sendo que sua característica de operação está diretamente relacionada com o tempo de operação de cada etapa.

O presente estudo focaliza-se no uso de um RSB compartimentado com etapa anaeróbia (tanque pulmão) e aeróbia (tanque de aeração) como uma forma alternativa de tratamento dos efluentes urbanos, com alta eficiência, baixo custo e exigência mínima de mão de obra.

1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho tem o objetivo de caracterizar a eficiência de um reator seqüencial em batelada compartimentado, totalmente automatizado, composto de uma etapa anaeróbia (tanque pulmão) e outra aeróbia (tanque de aeração), no tratamento de efluentes urbanos com remoção de matéria orgânica e de micronutrientes.

1.1 Objetivos específicos

Este trabalho de pesquisa tem como objetivos específicos:

- Analisar a influência da etapa anaeróbia (tanque pulmão) sobre as características do efluente bruto;
- Otimizar o ciclo operacional do RSB através do ajuste do tempo de operação das diferentes etapas do processo aeróbio;
- Caracterizar o processo de aeração para a remoção de matéria orgânica e de compostos inorgânicos no tanque de aeração;
- Caracterização do processo de remoção de Nitrogênio e Fósforo durante a etapa de decantação;
- Analisar a influência do filtro de areia e do sistema de desinfecção a base de luz UV sobre as características finais do efluente tratado.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Características do saneamento nos municípios do Brasil

De acordo com o levantamento realizado pelo IBGE em 2000 o Brasil conta hoje com 5.561 municípios, sendo que desse total 2.690 possuem menos de 10.000 habitantes e 4.074 municípios possuem menos do que 20.000 habitantes.

Do total da população brasileira 40% possuem rede de coleta de esgoto e 76% são servidos por água tratada. Dentre o tipo de tratamento de esgoto, 60% da

população brasileira tratam seus esgotos por meio do sistema fossa séptica, fossa rudimentar ou por lançamento direto em valas, rios, lagos ou mar. Nas Tabelas 1 e 2 estão resumidas as populações atendidas por estado por serviços de água potável e por sistema de coleta de esgoto por região no Brasil (IBGE, 2000).

Tabela 1: População atendida por rede de abastecimento de água, segundo as Grandes Regiões e Unidades da Federação (IBGE, 2000).

Grandes Regiões e Unidades da Federação	População atendida (%)	Grandes Regiões e Unidades da Federação	População atendida (%)
BRASIL	76,1	SUDESTE	84,6
NORTE	51,9	Minas Gerais	76,9
Rondônia	36,8	Espírito Santo	77,9
Acre	40,1	Rio de Janeiro	69,6
Amazonas	64,7	São Paulo	95,0
Roraima	72,7	SUL	80,3
Pará	46,4	Paraná	82,5
Amapá	53,0	Santa Catarina	74,4
Tocantins	69,6	Rio Grande do Sul	81,5
NORDESTE	63,9	CENTRO-OESTE	77,9
Maranhão	45,6	Mato Grosso do Sul	86,7
Piauí	65,3	Mato grosso	62,8
Ceará	61,2	Goiás	75,9
Rio Grande do Norte	73,4	Distrito Federal	92,0
Paraíba	72,5		
Pernambuco	62,5		
Alagoas	51,9		
Sergipe	67,1		
Bahia	70,7		

Fonte: Adaptado de IBGE (2000).

Tabela 2: População atendida por rede de esgoto sanitário, segundo as Grandes Regiões e Unidades da Federação.

Grandes Regiões e Unidades da Federação	População atendida (%)	Grandes Regiões e Unidades da Federação	População atendida (%)
BRASIL	40,0	SUDESTE	63,6
NORTE	2,8	Minas Gerais	52,4
Rondônia	1,7	Espírito Santo	32,3
Acre	8,4	Rio de Janeiro	54,0
Amazonas	1,8	São Paulo	75,3
Roraima	12,0	SUL	26,1
Pará	2,7	Paraná	31,4
Amapá	3,8	Santa Catarina	13,4
Tocantins	1,3	Rio Grande do Sul	27,7
NORDESTE	17,7	CENTRO-OESTE	33,1
Maranhão	7,8	Mato Grosso do Sul	10,3
Piauí	3,7	Mato grosso	12,4
Ceará	20,2	Goiás	30,6
Rio Grande do Norte	12,3	Distrito Federal	87,7
Paraíba	22,8		
Pernambuco	21,1		
Alagoas	10,1		
Sergipe	23,2		
Bahia	21,7		

Fonte: Adaptado de IBGE (2000).

Com relação ao número de domicílios atendidos pelo sistema de esgotamento apenas 34,3% dos domicílios do Brasil são atendidos. Isso implica que há correntemente mais de 4.000 municípios que lançam seus efluentes sem tratamento adequado. Como já foi exposto anteriormente 60% da população brasileira é servida com sistemas de tratamento individual (IBGE, 2000).

De acordo com Barbosa (2004) o relatório do TCU (Tribunal de Contas da União) descreveu que no Brasil mais de 34 milhões de brasileiros ainda não são abastecidos com água potável, o que equivale a 20% da população. Em relação ao esgoto cerca de 20 milhões de habitantes (12% da população) tem esgoto tratado. Essa mesma pesquisadora cita que de acordo com a Agência Nacional de Águas, somente 20% do volume de esgotos coletados no país passam por uma estação de tratamento.

Do apresentado nas duas Tabelas anteriores fica claro então que há uma necessidade de prover um sistema de gerenciamento efetivo dos efluentes para esta população que normalmente gera efluentes com baixas vazões.

Os princípios básicos, envolvidos no gerenciamento de esgoto sanitário, são os mesmos para sistemas de tratamento de grandes volumes e para os de pequenos volumes. Dessa forma, qualquer sistema de tratamento de efluentes projetado para atender pequenas populações (ou mesmo as residências) deve ser capaz de remover matéria orgânica assim como eliminar os nutrientes responsáveis pela eutrofização dos corpos de água.

De acordo com Von Sperling (1997) os padrões de lançamento dos esgotos tratados e a classificação dos corpos de água receptores ditam as regras sobre nível de tratamento que deve ser utilizado. Em muitos países europeus, os padrões de lançamento em corpos d'água, relativos ao tratamento de esgotos urbanos são rígidos não só para as concentrações de matéria orgânica lançada, mas também para componentes inorgânicos dos efluentes. Nesse sentido, eles estabelecem, por exemplo, uma concentração de nitrogênio total inferior a 15 mg.L^{-1} para populações entre 10.000 e 100.000 hab. e inferior a 10 mg.L^{-1} para populações acima de 100.000 habitantes.

No Brasil o lançamento de esgotos é regulamentado pela resolução CONAMA N° 357 de 2005, que entrou em vigor em 18 de março de 2007 e estabelece um padrão de lançamento de esgotos para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) de 60 mg.L^{-1} , não existe padrão para a demanda química de oxigênio (DQO). Para o Nitrogênio a resolução estabelece 10 mg.L^{-1} para o amoniacal e 20 mg.L^{-1} de nitrogênio total.

De acordo com o exposto na introdução deste trabalho a universalização dos serviços de saneamento básico no Brasil exigirá muito investimento nos próximos 20 anos. A partir da análise das características territoriais do Brasil e da distribuição da sua população nas áreas urbana e rural fica claro que a oferta de um sistema de gerenciamento de efluentes urbanos para todo o país pode não se tornar possível ou desejável por razões geográficas, econômicas e de sustentabilidade. Pelo fato de que um sistema de esgotamento completo é pouco provável para muitos lares, sistemas descentralizados de gerenciamento de esgotos se tornarão muito importante para o futuro gerenciamento do meio ambiente.

Isso deixa claro que há necessidade de pesquisa e de desenvolvimento de tecnologias de tratamento de esgotos em pequena escala, adaptadas à realidade do

Brasil, que possam ser empregadas de forma descentralizadas, de baixo consumo de energia, com reduzido impacto ambiental para gerenciar os efluentes urbanos.

Segundo Cybis et al. (2004) o avanço tecnológico das últimas décadas do século passado viabilizou a operação de sistemas de lodos ativados em batelada com a utilização mínima de mão-de-obra e de energia. Nesta mesma época, a busca de soluções mais compactas e eficientes para o tratamento de esgoto doméstico e a conscientização da sociedade sobre os efeitos da poluição hídrica na qualidade de vida alavancaram as pesquisas em saneamento. Outros pesquisadores concentraram seus trabalhos em processos anaeróbios, dentre os quais podemos citar os processos a base de fossa séptica e filtro e outros tipos de reatores.

2.2 Sistemas pequenos e descentralizados de tratamento de efluentes

Todos os sistemas pequenos e descentralizados de gerenciamento de efluentes urbanos têm por objetivos: (a) proteção da saúde pública, (b) proteger o meio ambiente da degradação ou da contaminação e (c) reduzir custos de tratamento retendo as águas perto do seu ponto de origem por meio do reuso (CRITES e TCHOBANOGLOUS, 1998).

Para responder à questão de qual sistema e qual nível de tratamento é exigido é necessário ter conhecimento dos constituintes prejudiciais a saúde do esgoto, os impactos destes quando descarregados no meio ambiente, as transformações e os destinos em longo prazo destes constituintes tanto no tratamento quanto no seu destino final. Todos esses conhecimentos levam aos métodos de tratamento que podem ser utilizados para remover ou modificar os constituintes encontrados no esgoto.

2.3 Características dos esgotos

Com relação às características dos esgotos urbanos encontramos vários trabalhos descrevendo a sua composição e características principais. Segundo Von

Sperling (1997) as principais características físicas ligadas aos esgotos domésticos são: matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez e variação de vazão. Com relação à matéria orgânica, os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99% de água, e apenas 1% de sólidos, que são a razão maior do tratamento dos esgotos. A temperatura dos esgotos é, em geral, pouco superior à das águas de abastecimento, sendo que a sua velocidade de decomposição é proporcional ao aumento da temperatura. Os odores característicos dos esgotos são causados pelos gases derivados da decomposição, assim o odor de mofo, típico do esgoto fresco é razoavelmente suportável e o odor de ovo podre, insuportável, é típico do esgoto velho ou séptico, em virtude da presença do gás sulfídrico. Estas são propriedades que indicam de imediato o estado de decomposição do esgoto. A tonalidade acinzentada acompanhada de alguma turbidez é típica do esgoto fresco e a cor preta é típica do esgoto velho.

Com relação às características químicas dos esgotos as principais são a matéria orgânica e matéria inorgânica. Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica, geralmente uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio e algumas vezes com nitrogênio. Os grupos de substâncias orgânicas nos esgotos são constituídos por proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras e óleos (10%) e uréia, surfactante, fenóis, etc. As proteínas são produtoras de nitrogênio e contêm carbono, hidrogênio, oxigênio, algumas vezes fósforo, enxofre e ferro e são as principais constituintes do organismo animal, mas ocorrem também em plantas. O gás sulfídrico presente nos esgotos é proveniente do enxofre fornecido pelas proteínas.

Os carboidratos contêm carbono, hidrogênio e oxigênio. São as principais substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com a produção de ácidos orgânicos (por esta razão os esgotos velhos apresentam maior acidez). Já a gordura (graxas e óleos) provém geralmente dos esgotos domésticos graças ao uso de manteiga, óleos vegetais, da carne, etc. Outros componentes importantes do esgoto são os surfactantes. Estes são constituídos por moléculas orgânicas com a propriedade de formar espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento de esgoto. Já os fenóis são compostos orgânicos originados em despejos industriais.

Os componentes inorgânicos do esgoto se dão pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas.

Tabela 3: Características físico-químicas dos esgotos sanitários.

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab/d)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
<i>Sólidos totais</i>	120-220	180	mg/L	700-1350	1100
• <u>Em suspensão</u>	35-70	60	mg/L	200-450	350
○ Fixos	7-14	10	mg/L	40-100	80
○ Voláteis	25-60	50	mg/L	165-350	320
• <u>Dissolvidos</u>	85-150	120	mg/L	500-900	700
○ Fixos	50-90	70	mg/L	300-550	400
○ Voláteis	35-60	50	mg/L	200-350	300
• <u>Sedimentáveis</u>	-	-	mL/L	10-20	15
<i>Matéria orgânica</i>					
• DBO ₅	40-60	50	mg/L	250-400	300
• DQO	80-120	100	mg/L	450-800	600
• DBO última	60-90	75	mg/L	350-600	450
<i>Nitrogênio total</i>	6,0-10,0	8,0	mgN/L	35-60	45
• Nitrogênio orgânico	2,5-4,0	3,5	mgN/L	15-25	20
• Amônia	3,5-6,0	4,5	mgNH ₃ -N/L	20-35	25
• Nitrito	≈ 0	≈ 0	mgNO ₂ ⁻ -N/L	≈ 0	≈ 0
• Nitrato	0,0-0,2	≈ 0	mgNO ₃ ⁻ -N/L	0-1	≈ 0
<i>Fósforo</i>	0,7-2,5	1,0	mgP/L	4-15	7
• Fósforo orgânico	0,2-1,0	0,3	mgP/L	1-6	2
• Fósforo inorgânico	0,5-1,5	0,7	mgP/L	3-9	5
<i>pH</i>	-	-	-	6,7-8,0	7,0
<i>Alcalinidade</i>	20-40	30	mgCaCO ₃ /L	100-250	200
<i>Metais pesados</i>	≈ 0	≈ 0	mg/L	traços	traços
<i>Compostos orgânicos tóxicos</i>	≈ 0	≈ 0	mg/L	traços	traços

Fonte: Von Sperling (1997).

As principais características biológicas do esgoto doméstico são os microorganismos de águas residuais e os indicadores de poluição. Os principais organismos encontrados nos esgotos são as bactérias, os fungos, os protozoários, os vírus e as algas. Deste grupo as bactérias são as mais importantes, pois são responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas estações de tratamento.

Com relação aos indicadores de poluição, há vários organismos cuja presença num corpo d água indica uma forma qualquer de poluição. Para indicação, no entanto de poluição de origem humana se adota os organismos do grupo coliforme como indicadores. As bactérias coliformes são típicas do intestino do homem e de outros animais de sangue quente (mamíferos) e por estarem presentes nas fezes humanas são adotadas como referência para indicar e medir a grandeza da poluição. Seria por demais trabalhoso e anti-econômico se realizar análises para determinar a presença de patogênicos no esgoto; ao invés disto se determina a presença de coliformes termotolerantes e, por segurança, se age como se os patogênicos também estivessem presentes.

Com relação às bactérias, elas podem ser aeróbias ou anaeróbias. As bactérias aeróbias utilizam-se do oxigênio livre na atmosfera ou dissolvido na água como aceptor de elétrons nas reações de oxidação dos compostos orgânicos que degradam. Porém as bactérias anaeróbicas para obtê-lo terão que desdobrar (abrir) substâncias compostas. Também existem as bactérias facultativas, que podem viver do oxigênio livre ou combinado.

Outro parâmetro muito importante do esgoto é a sua Demanda Bioquímica de Oxigênio ou DBO. É a forma mais utilizada para se medir a quantidade de matéria orgânica presente no esgoto ou, em outras palavras, medir a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica com a cooperação de bactérias aeróbicas. Quanto maior o grau de poluição orgânica maior será DBO. A DBO vai reduzindo-se gradativamente durante o processo aeróbico até anular-se, quando então a matéria orgânica estará totalmente estabilizada. Em geral a DBO dos esgotos domésticos varia entre 100 mg.L^{-1} e 1000 mg.L^{-1} , em outras palavras o número em mg indica a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica presente no esgoto(FUNASA 2006).

2.4 Reator seqüencial em batelada (RSB)

Segundo o EPA (1999) um Reator Seqüencial em Batelada (RSB) é um sistema de lodo ativado do tipo carrega-descarrega (*fill-and-draw*) para tratamento de efluentes. Neste sistema, o efluente é adicionado a um simples reator de batelada, tratado para remover seus constituintes indesejáveis e logo descartado. Equalização, aeração e clarificação podem ser todos realizados num reator simples. O EPA preconiza que o RSB é um sistema de lodo ativado que opera em função do tempo antes do que no espaço. A diferença entre as essas duas tecnologias é que o RSB realiza equalização, tratamento biológico e clarificação secundária em um tanque simples usando um esquema de controle de tempo de residência. Este tipo de reator realiza também às vezes clarificação primária. No lodo ativado estas atividades são realizadas em unidades separadas (EPA, 1999).

Segundo Barbosa (2004), citando os trabalhos de Irvine e Busch (1979), Goronszy (1979) e de Jordão e Pessôa (1995), a descoberta do método de lodos

ativados no tratamento de águas residuárias é, em geral, atribuída a Arden e Lockett em 1914. Naquela época o processo original de lodos ativados desenvolvido por estes pesquisadores era um processo em batelada. Arden e Lockett (1914) desenvolveram a biomassa aerando primeiramente a água residuária sem prévio tratamento, até que ela ficasse completamente nitrificada. O líquido misturado era então decantado e o líquido clarificado drenado, deixando atrás os sólidos suspensos separados através da decantação. Este processo pode ser considerado com o primeiro RSB para tratamento de efluentes. Este processo foi evoluindo até chegar ao sistema de lodo ativado que hoje é conhecido, aplicado normalmente em média e larga escala de forma contínua.

Uma alternativa ao uso dos processos biológicos em grande escala é a utilização de reatores seqüenciais em bateladas (RSB). O interesse no RSB se baseia na flexibilidade que este reator tem de tratar a carga orgânica dos efluentes, assim como promover a desnitrificação e a remoção de fósforo dos efluentes tratados. Segundo Casellas (2006) o RSB é um sistema de tratamento de efluentes que pode promover a remoção simultânea de nitrogênio, carbono e fósforo; podendo ser alternados períodos aeróbio, anaeróbio e anóxicos com os tempos de duração ajustados para o maior desempenho das reações dentro de um único reator operado distintamente. Já Souza e Foresti (2001) definem o Reator Seqüencial em Batelada (RSB) como sendo um sistema biológico de tratamento de águas residuárias, constituído por um ou mais reatores, onde se realizam, seqüencialmente, em uma mesma unidade, a oxidação da matéria carbonácea, a remoção de nutrientes mais a separação, sólido-líquido, através da sedimentação.

Resultados obtidos por Cybis et al. (2000) indicam que é possível utilizar RSB para o tratamento de esgoto doméstico com matéria orgânica reduzida sem comprometer a qualidade do efluente, com remoção de nitrogênio e estabilidade operacional do sistema.

O uso do RSB foi interrompido por muitos anos devido questões técnicas de monitoramento e manutenção. Porém, o desenvolvimento de sistemas de automação de controle voltou a atenção novamente para este sistema de tratamento. Após anos de inatividade o RSB experimenta um primeiro renascimento na década de 50 (NG, 1989) onde ele foi utilizado no tratamento de águas residuárias de indústrias de laticínios. No entanto, esse ressurgimento teve vida curta. De acordo com Barbosa (2004), o segundo “ressurgimento” ocorreu nos anos

70, e ainda está em pleno andamento. Muito foi feito por Irvine e seus colaboradores, na investigação do uso do processo biológico de batelada no tratamento de águas residuárias domésticas e remoção de nutrientes (IRVINE e BUSCH, 1979; IRVINE e MILLER, 1979).

Uma das variações introduzidas no sistema é descrita por Goronszy (1979). O sistema proposto por este pesquisador difere do proposto por Irvine quanto à alimentação da água residuária sem prévio tratamento. Barbosa (2004) detalha que o sistema de Irvine é um sistema intermitente de enchimento e descarga, enquanto que o de Goronszy é um sistema com enchimento contínuo, mas com uma descarga intermitente.

Embora o uso dos reatores com operação intermitente (batelada) tenha ocorrido há décadas, foi a partir do início da década de 80 que essa tecnologia tornou-se mais difundida e aplicada ao tratamento de uma maior diversidade de efluentes domésticos e industriais (ARTAN et al., 2001).

Segundo Surampalli et al. (1997) a preferência pelo uso do RSB está alinhada a recentes preocupações sobre o lançamento de nutrientes em corpos de água, que levou a uma legislação mais restrita, fazendo com que os RSBs utilizados até esse momento sofressem modificações para realizar nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo dos efluentes tratados. Segundo este autor, em 1991 havia 171 SBRs operando nos USA. Destes, aproximadamente 40 foram projetados especificamente para incluir em seus processos a remoção de nutrientes. Este processo em batelada vem sendo cada vez mais aplicado e pesquisado com profundidade, sendo a maior das instalações existentes com capacidade para vazão máxima de 22 milhões de galões por dia (cerca de 83.000 m³/dia) nos EUA (LUZ, 1998). A versatilidade deste processo vem de que os RSBs podem ser modificados para prover tratamento secundário, tratamento secundário avançado, nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de nutrientes.

O interesse no RSB foi se firmando e os trabalhos foram estendidos para a remoção de nutrientes (ALLEMAND e IRVINE, 1980; KETCHUM et al., 1987) e para tratamento de resíduos perigosos (HERZBRUN et al., 1985; SUTTON, 1988; IRVINE et al., 1997).

Os RSBs têm sido utilizados com sucesso no tratamento de efluentes químicos complexos (VENKATA et al., 2005), dejetos suínos (ONG, 2005), efluentes salinos (UYGUR, 2006) e solos contaminados (VENKATA et al., 2006).

Segundo Barbosa (2004) o primeiro uso registrado do RSB no Sudeste da Ásia aconteceu em 1985, quando NG e colaboradores fizeram suas investigações e registraram a bem sucedida aplicação do RSB no tratamento de água residuária de suinoculturas e no tratamento de efluentes de refinaria de óleo de palmeira (NG, 1989). Esses sistemas parecem-se mais com o RSB original de Irvine, uma vez que tanto a descarga quanto à alimentação são processos intermitentes.

No Brasil, Kamiyama (1991) descreve o uso do RSB pela SABESP para o tratamento do esgoto sanitário da cidade de Paranaçuã, obtendo-se excelentes resultados.

A manipulação de um RSB vem sendo adaptada para vários ciclos. Segundo Irvine et al. (1983), nesse tipo de tratamento biológico, cada reator tem um ciclo operacional (batelada) composto de, pelo menos, cinco períodos distintos: enchimento, reação, sedimentação, descarte do sobrenadante e repouso.

Primeiramente o líquido é inserido no reator atingindo seu volume máximo. A seguir o efluente é misturado e arejado promovendo o crescimento da biomassa e, após um determinado período, as reações de oxidação e as de nitrificação e desnitrificação. Após esta etapa o líquido é separado dos sólidos por sedimentação.

A sedimentação promove a clarificação, após a qual o sobrenadante deste processo é removido. Durante o período de esvaziamento, o excesso de biomassa pode ser removido do tanque ou mantido no tanque de aeração por certo tempo.

Durante a sedimentação dos sólidos, condições aeróbias – anóxicas podem se suceder dentro do tanque. Segundo Casellas et al. (2006) a alternância de fases aeróbica e anóxica, seguida por períodos pré-estabelecidos, conduz à remoção dos íons dos sólidos suspensos, do carbono, do fósforo e do nitrato (produzido durante a nitrificação aeróbica).

Nos reatores RSB é necessário determinar os tempos de funcionamento das distintas etapas envolvidas no processo, ou se for necessário um ajuste dos tempos de operação em função do tipo de água residuária a tratar. As necessidades do tratamento podem determinar não somente os tempos de cada etapa, mas também as estratégias de operação. A aparente complexidade operacional que poderia apresentar este sistema se resolve através de suas vias fundamentais: adequação do mesmo ao esquema de geração de esgotos mediante a automatização do funcionamento Brenner (1997) apud Castelló et al. (2002).

O alvo de tal controle tem dois objetivos: (a) melhorar a qualidade do esgoto tratado e (b) diminuir o consumo de energia. Este último é particularmente importante já que a aeração representa um dos principais custos da operação. Tal controle pode ser simplesmente alcançado com um temporizador ou por um CLP (comando lógico programável), para passar de uma fase a outra com duração constante de fase. Isso tem sido realizado já para o tratamento do descartes líquidos em cooperativas leiteiras (TORRIJOS et al., 1997), do esgoto (MELSER et al., 1987) e dos efluentes de alta carga (CHOI et al., 1997).

As principais vantagens do processo RSB são:

- Economia de energia, por permitir o controle sobre os períodos dos ciclos e da aeração em função da entrada de cargas orgânicas.
- Ampla aplicação deste sistema em esgotos domésticos e industriais, podendo ser indicado para pequenas cidades ou mesmo grandes cidades se o tratamento for setorial.
- Construção em módulos, sendo o seu custo inferior ao dos lodos ativados convencionais, assim como economiza energia elétrica (KAMIYAMA e TSUTIYA, 1992).
- Permitir a programação dos ciclos operacionais para o nível de tratamento desejado.
- Melhor desempenho por permitir a equalização das vazões e das cargas orgânicas (AMBIO, 2002).
- Realiza remoção biológica do fósforo, nitrogênio e da matéria orgânica.
- Absorve melhor as variações de vazões e de cargas orgânicas, flexibilidade de operação (TORRIJOS e MOLETTA, 1997 apud CASTELLÓ et al. 2002).
- Incorpora etapas de desnitrificação, recuperando parcialmente a energia consumida, além de remover o nitrogênio do esgoto (KAMIYAMA, 1991).
- Composto por tanque único ou múltiplo, podendo ser de diversos formatos, desde que permitam uma boa mistura.
- Apresenta equipamentos mais simplificados.
- Permite a instalação de unidades menores, dispensando assim estações elevatórias e emissários de grande porte (KAMIYAMA, 1991).

As desvantagens deste sistema são (EPA, 1999):

- Grande parte do carbono de entrada é removido na fase aeróbica, sendo muitas vezes necessária a adição de uma fonte de carbono externa (usualmente metano) para a desnitrificação. Atualmente, algumas pesquisas vêm sendo conduzidas no uso de alternativas (outro que metano) e menos consumo de carbono pela desnitrificação (THALASSO et al., 1997; VALOKITA et al., 1996). Várias pesquisas vêm demonstrando a capacidade do lodo em armazenar carbono e utiliza-lo imediatamente para desnitrificação (ALLEMAN e IRVINE, 1980; HOEPKER e SCHROEDER, 1979; SILVERSTEIN e SCHROEDER, 1983).
- Um nível superior de sofisticação é requerido, especialmente para sistema maiores, de temporizadores e controles de níveis.
- Elevado nível de manutenção associado aos equipamentos mais sofisticados, níveis e válvulas automáticas.
- Possibilidade de descarga de lodo durante a etapa de drenagem.
- Necessidade de equalização posterior ao RSB, dependendo do processo a jusante.

2.5 Influência de parâmetros operacionais sobre a eficiência dos RSBs

Na literatura podem se encontrados vários trabalhos descrevendo como os fatores operacionais afetam o rendimento e a eficiência dos RSBs, mas o principal de todos é a determinação dos tempos de cada batelada realizada. Isso se deve a que a característica fundamental de um RSB é a flexibilidade das etapas de um ciclo. Tal característica permite estabelecer condições de processos que promovam a remoção biológica de nutrientes. Como já foi citado anteriormente, o RSB obedece a um ciclo de operação pré-determinado, composto de cinco etapas básicas: enchimento, reação, clarificação, retirada do efluente e repouso (CYBIS e PRICKBRENNER, 2003). A efetividade do processo depende entre outros do ajuste do tempo de cada ciclo de modo a que se promova, ao máximo, a remoção biológica dos constituintes indesejáveis do efluente. Por exemplo, Dornellas e Figueiredo

(1993) usaram um tempo de enchimento fixo de 2 horas e diferentes tempos de reação, variando de 0 a 4 horas. Durante o período de enchimento o líquido no reator foi agitado e a aeração aplicada. Os outros períodos utilizados foram: sedimentação = 0,5 hora, drenagem = 0,5 hora, e repouso = 1 hora. A duração total dos ciclos foi de 4 a 8 horas. Foram utilizadas três concentrações de sólidos suspensos voláteis: 2000, 2500 e 3000 mg.L⁻¹. Os resultados mostraram que a eficiência do processo é função do tempo de reação e que com o aumento desse tempo a eficiência melhora. Os autores então verificaram que a eficiência do processo será função da relação entre os tempos de reação e de enchimento, observando que quanto maior esta relação melhor será a eficiência do sistema na remoção de DQO e DBO.

Cybis e Pickbrenner (2003) comprovaram em seus estudos com RSB com períodos de enchimento e reação diferenciados a importância de utilizar um sistema automatizado de monitoramento para a observação do tratamento biológico conjuntamente com a característica seqüencial do reator.

Rim et al. (1997), numa estação de tratamento funcionando em sistema de RSB em escala real, obtiveram remoção de 70% de nitrogênio total e de 77% de fósforo total. O RSB operava com 3 ciclos distintos (de 6 horas, de 8 horas e de 12 horas), com uma reação anaeróbia seguida de uma aeróbia. O ciclo de 8 horas foi o que apresentou resultados melhores, com remoções de 89% de -P e 73% de P total; 90% de NH-N e 65% TKN; a amônia tinha concentrações constantes sob PO₄-P condições anaeróbias e tendia a zero sob condições aeróbias; os nitratos eram praticamente desnitrificados no início da fase anaeróbia e removida em mais de 90%, em 1 hora.

Alguns pesquisadores sustentam que a forma de operação do RSB também joga um papel importante no tratamento do efluente. Irvine e Busch (1979) apud Pires e Figueiredo (1998) estabeleceram que o suprimento de oxigênio afeta diretamente a concentração de carbono durante os períodos de enchimentos e reação dos RSBs. Schroeder (1982) recomenda condições anóxicas durante o período de enchimento. Esta condição é atingida com a ausência de mistura e aeração, durante o período de enchimento, até que o volume do líquido atinja 80% do volume total. A partir desse ponto, a mistura poderia ser iniciada de forma lenta. Quando o tanque estiver completo, a aeração é ligada. O período de reação pode ser curto (15 minutos para a remoção de matéria orgânica), mas períodos maiores

são necessários para um processo mais estável. O ciclo típico de RSB, proposto por Schroeder (1982) consiste de: enchimento = 2 horas; reação = 2 horas; sedimentação = 1 hora e repouso = 1 hora.

Andreottola et al. (2001) estudaram um sistema RSB usando um reator em escala experimental de 3,5 L, com temperatura fixa de 20 °C, cujo pH foi regulado num ambiente não muito ácido e nem básico. A mistura obtida por um agitador magnético com difusores de ar promoveu a nitrificação e desnitrificação, com um controle on-line que permitia o desenvolvimento de técnicas e estratégias operacionais capazes de otimizar o tratamento em termos de eficiência.

Cybis e Horan (1995) investigaram o uso potencial de medições “*on line*” de pH, potencial de nitrificação e desnitrificação em RSB, sendo que para o monitoramento dos processos o parâmetro operacional que se mostrou mais confiável foi o pH.

Igualmente, Cybis e Horan (1997) desenvolveram um experimento em um RSB de bancada, operado para realizar a nitrificação e a desnitrificação durante 60 dias com o intuito de comprovar a relação entre a população de protozoários e a eficiência do tratamento. Foi observado que o aparecimento de espécies de metazoários é bom indicador de estabilidade na performance do sistema e na qualidade do efluente. Durante o estudo ocorreram variações cíclicas características na composição e densidade das espécies.

Ketchum Jr (1997) utilizando ciclos de 1- 4 horas, concluiu que o sistema de remoção de nutrientes no RSB é um processo estrutural complicado, envolvendo diferentes associações microbianas em diferentes condições. A qualidade do efluente pode impossibilitar o uso de programas de simulação.

Katsogiannis et al. (2002) utilizaram várias estratégias em um reator de escala de laboratório, usando fonte de carbono endógeno para desnitrificação. Estes pesquisadores mostraram que o RSB é flexível com boa eficiência ($77 \pm 2,5\%$ no caso de 8 horas de tempo de ciclo aeróbio/anóxico).

Okada et al. (1990) operaram um RSB em escala real no Japão. A concentração de OD sofria variações periódicas levando a ocorrência simultânea da nitrificação e desnitrificação em regiões distintas do reator, com valores de OD distintos. Esta variação de OD também levou a uma remoção de fósforo no reator. O aumento da carga aplicada ao reator favoreceu a desnitrificação, manteve o nível de

remoção de DBO, mas prejudicou a remoção de fósforo devido a uma produção de lodo insuficiente.

A identificação de parâmetros de controle que podem monitorar o processo on-line, e que, além de se relacionar com o funcionamento do reator, está dentro das possibilidades de instrumentação de uma planta de tratamento, é relativamente simples. Entretanto, para sua implementação efetiva é necessário o conhecimento dos fenômenos que ocorrem nas distintas etapas do processo e a formulação de modelos simples que são ferramentas para o projeto, a operação e o controle (CASTELLÓ et al., 2002).

Segundo NG (1989), a necessidade de uma estratégia de controle particular depende das dificuldades que o sistema poderá enfrentar.

Exemplos destas dificuldades são:

- Necessidade óbvia de manter toda a água residuária dentro dos tanques de reação, para evitar transbordamentos.
- Concentração de oxigênio dissolvido no reator deve exceder $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para que ocorra a nitrificação e deve ficar abaixo de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para a desnitrificação.
- Deve haver aeração suficiente durante a reação para que se obtenha uma remoção de substratos orgânicos;
- Em caso de presença de substâncias inibidoras de algum processo do tratamento biológico, o enchimento deve ser feito de forma a manter suas concentrações abaixo do limite de tolerância do sistema.

Yu et al. (1997) verificaram que o monitoramento dos valores de ORP e pH pode detectar com precisão os finais da nitrificação e da desnitrificação, podendo ser usados como parâmetros de controle do processo. Tanto os valores de “*break-point*”, “*set-point*” e “*set-time*” nas curvas de ORP e pH foram utilizados para estabelecer a estratégia de controle da estação. O controle em tempo real das operações, baseado nos valores de pH e ORP, exibiu uma performance melhor que a operação com tempos pré-fixados, reduzindo o tempo total do ciclo em 35% e economizando 42% de energia na fase de aeração.

Thayalakumaran et al. (2003), utilizaram um RSB no tratamento de efluentes de abatedouros bovinos, com ciclos de 6 horas, utilizando as seguintes relações:

$$\text{DBO}_5 / \text{DQO} = 0,5$$

$$\text{DQO/NTK} = 9$$

$$\text{DQO/Pt} = 46$$

Os resultados mostraram eficiências de remoção superiores a 99% para DQO solúvel, amônia e fósforo total. Os autores ressaltam que para conseguir desnitrificar, a concentração de OD deve ser baixa. Concentrações da ordem de 0,50 mg.L⁻¹ mostraram taxa iguais para a nitrificação e para a desnitrificação; e para evitar a ocorrência de microorganismos filamentosos e aumentar a taxa de degradação das gorduras, o OD deve ser mantido acima de 4,0 mg.L⁻¹ na fase aeróbia.

Bernades e Klapwijk (1995) avaliaram o desempenho de um RSB com nitrificação, desnitrificação, remoção de fósforo e oxidação de carbono, para definir uma estratégia de modos operacionais que otimizassem este processo. Seus estudos concluíram que a concentração de substrato rapidamente assimilável no afluente é muito importante para boas eficiências dos processos de remoção biológica de nutrientes, sendo fator limitante para a remoção de fósforo.

2.6 Remoção de nutrientes dos esgotos

Através dos tempos foram desenvolvidas diferentes alternativas de tratamento para a remoção de nutrientes, utilizando-se sistemas químicos, físicos e biológicos (DURÁN, 1997).

A fundamental diferença entre os processos é a forma que se pretende designar o tratamento, se é oxidação do nitrogênio ou remoção. O processo biológico oferece a conversão da biodegradabilidade orgânica do nitrogênio para amônia, e o processo físico-químico dissolve nitrogênio orgânico essencialmente intocado. O processo biológico objetiva a oxidação do carbono, do nitrogênio e redução do nitrogênio. O processo físico-químico foi atrativo para alguns projetos por causa do pouco consumo de energia, mas o processo deparou-se com o temor

industrial por causa da toxicidade da água e a determinação da reação cinética, sendo necessárias mais investigações (EPA,1993).

Nitrogênio e Fósforo são dos elementos essenciais para o crescimento de microorganismos usados no tratamento de efluentes. Por tanto, durante todo o tratamento biológico ocorre algum nível de remoção destes nutrientes. A massa biológica resultante contém ao redor de 12% de N_2 e 2% de fósforo em peso. Quando o sistema de tratamento é projetado para remover nutrientes em maiores quantidades do que as metabolizadas, o processo é chamado de remoção biológica de nutrientes. Essencialmente, esta remoção é composta de dois processos: remoção biológica de nitrogênio e remoção biológica de fósforo (JEYANAYAGAN, 2005).

2.6.1 Remoção biológica de nitrogênio

A chave da remoção biológica de nitrogênio consiste na efetividade das reações de nitrificação e desnitrificação (ver Figura 1). Inicialmente a amônia é oxidada e convertida em nitrito, depois a nitrato que em processo reverso pode se convertido em nitrogênio gasoso (METCALF e EDDY, 1991).

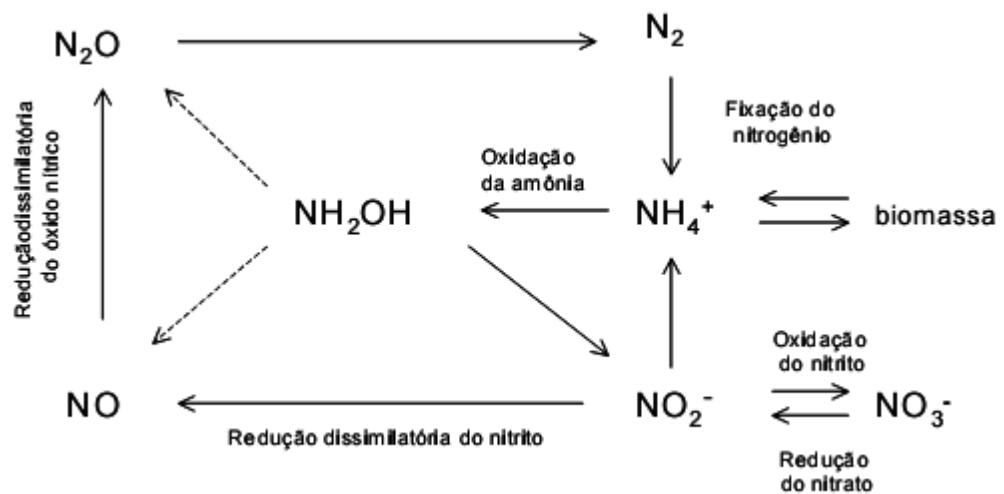


Figura 1: Remoção biológica de nitrogênio.
Fonte: Metcalf e Eddy (1991).

Outras reações correlacionadas com a remoção incluem a amonificação (conversão de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal) e retirada de nitrogênio pelas células. A oxidação anaeróbia de amônio que é a conversão de amônio e nitrito a nitrogênio gasoso é uma reação recentemente incorporada ao ciclo do nitrogênio. Para Teixeira et al. (2006) a remoção dos compostos nitrogenados, passa por vários processos durante o tratamento de efluentes, onde o nitrogênio amoniacal sofre conversões que facilitam a remoção dos produtos da reação.

A nitrificação é a oxidação da amônia para nitrito e nitrato. Os organismos chave envolvidos são os *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*. Estes dois grupos são microrganismos autótrofos que oxidam compostos de nitrogênio inorgânico para obtenção de energia, seguindo as equações detalhadas a seguir (JEYANAYAGAN, 2005):

Nitrosomonas



Nitrobacter



No caso da nitrificação biológica que é um processo autotrófico, os organismos utilizam dióxido de carbono, ou seja, carbono inorgânico para sua síntese celular. Consequentemente o substrato orgânico (DBO) não é pré-requisito para o crescimento das bactérias nitrificantes. O metabolismo resultante possui um aproveitamento inferior ao dos processos heterotróficos em relação ao substrato.

A amônia é uma base fraca, sua concentração na solução é função do valor da concentração do íon amônio, pH e temperatura.

Na equação dada por Anthoniesen et al. (1976) ela pode ser quantificada:

$$NH_3 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{17 \times \text{amônia total como N} \times 10^{\text{pH}}}{14 \text{ Kb/Kw} + 10^{\text{pH}}}$$

$$\text{onde Kb/Kw} = e^{6344/(273+T)}$$

sendo NH_3 = concentração de N como NH_3 (mg N- NH_3 /L)

N = concentração de amônia total (mg N/L)

T = temperatura (°C)

A energia obtida a partir destas reações é transformada em crescimento e manutenção celular pelas bactérias.

Publicações nessa década (SCHMIDT et al., 2003) indicam além das já conhecidas *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, outros gêneros de bactérias participantes na nitrificação: as nitrato-oxidantes *Nitrospira* e *Nitrosococcus* e nitrito-oxidantes *Nitrospira*. Estas bactérias são apenas definidas como bactérias oxidantes de amônia e este termo é utilizado para denominá-las de forma coletiva.

Acumulação de nitritos dentro dos sistemas de nitrificação devido a que as *Nitrosomonas* crescem mais lentamente. Porém, há indicativos de que a temperaturas de efluentes entre 25 – 30 °C a conversão nitrito-nitrato pode ser tornar um fator limitante da reação, resultando num aumento da demanda de cloro para desinfecção (BERNARDES et al., 1999).

As bactérias nitrificantes se caracterizam por uma delicada influência de fatores que podem ser bloqueadores das reações, como por exemplo, o ácido nitroso e a amônia. Outro fator com poder de alterar as reações de nitrificação biológica é o pH, que segundo estudos tem sua faixa ideal entre 7,5 e 8,6 considerando-se que em casos especiais onde é promovida uma aclimação essas faixas possam variar um pouco.

Num sistema de remoção biológica de nitrogênio a nitrificação é o processo controlador por duas razões: (1) as bactérias oxidantes de amônia sofrem de diversidade funcional. Elas representam cerca de 2% da massa biológica. (2) As bactérias oxidantes de amônia exigem condições de crescimento extremas e são sensíveis às condições do meio ambiente.

Segundo Jeyanayagan (2005), Metcalf e Eddy (1991) e Dinçer e Kargi, (2000) a nitrificação é extremamente dependente dos seguintes fatores:

- *Tempo de retenção de sólidos*: desde que a taxa de crescimento das bactérias desnitrificadoras é lento comparadas com os heterótrofos (organismos removedores de DBO) tempos de retenção de sólidos mais longos são necessários para uma desnitrificação confiável. O tempo de retenção de sólidos de desnitrificação também é função direta da temperatura do efluente.
- *Temperatura*: A taxa de nitrificação aumenta com a temperatura até certo ponto (30-35 °C) após o qual diminui. Uma regra geral estabelece que a

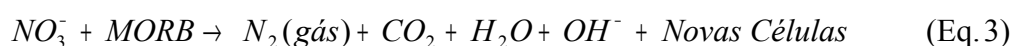
diminuição da temperatura de 20 °C para 10 °C diminuirá a nitrificação em aproximadamente 30%.

- *Oxigênio dissolvido (OD)*: A demanda de oxigênio da nitrificação é aproximadamente de 4,6 mg de O₂ por mg de NH₄-N oxidada. Quando o OD for < 2 mg.L⁻¹ por longo período, a nitrificação será inibida.
- *Alcalinidade e pH*: A nitrificação resulta na destruição de 7,1 mg de alcalinidade (CaCO₃) por mg de NH₄-N oxidada. Assim que a alcalinidade for consumida o pH do sistema diminui e isto pode interromper a desnitrificação.

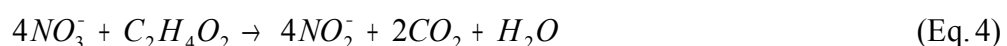
A nitrificação resulta na conversão de nitrogênio de uma forma reduzida (amônia) para uma forma oxidada (nitrato). Ela por si só não é um significativo mecanismo de remoção de nitrogênio.

Na segunda etapa a remoção de nitrogênio é realizada transformando nitrato em nitrogênio gasoso. Este processo requer condições anóxicas (estágio intermediário entre aeróbio e anaeróbio) e uma fonte de matéria orgânica rapidamente biodegradável (MORB). A condição anóxica se refere à presença de oxigênio combinado (nitrato e nitrito) e à ausência de oxigênio livre ou dissolvido (OD). Nesta etapa a bioquímica acontece transformando nitrato em nitrito, gerando outros componentes como óxido nítrico, óxido nítrico e nitrogênio gasoso (emitidos para atmosfera), processo este executado por bactérias heterotróficas de vários gêneros realizadoras de redução dissimilatória: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. A desnitrificação também pode ser definida como uma reação redox biológica (METCALF e EDDY, 1991; BERNARDES et al., 1999; SURAMPALLI et al., 1997).

Uma equação simples da desnitrificação é apresentada na Equação 3.



Dosta et al. (2007) descrevem o processo, realizado sob condições anóxicas e com fonte de MORB como um doador de elétrons, de acordo com as seguintes equações:



De acordo com Teixeira (2006) e Surampalli et al. (1997) as bactérias anaeróbicas obtêm energia para o crescimento a partir da conversão do nitrato a nitrogênio gasoso, no entanto requerem uma fonte de carbono para a síntese celular. Muitas vezes, os efluentes nitrificados possuem baixas concentrações de matéria carbonácea, sendo requerida uma fonte externa de carbono. Em muitos sistemas de desnitrificação biológica, a água residuária da entrada do sistema pode ser utilizada para suprir o carbono necessário ao processo. Nos tratamentos de efluentes da agricultura, os quais são deficientes em carbono orgânico, metanol tem sido utilizado como fonte deste elemento.

A taxa de desnitrificação, a qual determina a quantidade de nitrato desnitrificado, é primeiramente uma função de (1) disponibilidade de MORB, e (2) temperatura (METCALF e EDDY, 1991; BERNARDES et al., 1999; SURAMPALLI et al., 1997).

- *Disponibilidade de Matéria Orgânica Rapidamente Biodegradável (MORB):* as bactérias desnitrificantes (heterótrofas) utilizam matéria orgânica como fonte de energia e de carbono. Como primeira aproximação uma relação DBO: TKN de 3:1 é requerida no reator para uma desnitrificação eficiente. Dentro de determinados limites, elevadas relações de F:M na zona anóxica atingem maiores taxas de desnitrificação devido à presença de uma maior quantidade de MORB.
- *Temperatura:* Elevadas temperaturas de efluentes aumentam a atividade microbiológica, levam a taxas de desnitrificação mais elevadas. Para uma determinada concentração de substrato (DBO), uma mudança de temperatura de 20 °C para 10 °C diminuirá a taxa de desnitrificação em aproximadamente 75%.

Em um processo desenvolvido por pesquisadores na Universidade de Hannover a desamonificação foi relacionada a efluentes contendo altas concentrações de nitrogênio (HELMER et al., 2001). Nesta reação em duas etapas uma parte do íon amônio é utilizado na nitrificação, a outra parte é utilizada na oxidação anaeróbia de amônio. De acordo com Jetten et al. (2001) o processo possibilita a conversão de amônio a nitrogênio gasoso sem requerimento estequiométrico de doadores de elétrons. Esta conversão especial é denominada deamonificação aeróbica. Os microrganismos responsáveis por esta reação ainda são desconhecidos. O rigoroso controle no fornecimento de oxigênio é determinante

nesta reação. Segundo Verstraete e Philips (1998) lodos nitrificantes autotróficos são capazes de produzir nitrogênio gasoso sob pressões muito baixas de oxigênio (1 kPa ou 0,2% O₂ na fase gasosa).

Katsogiannis et al. (2003) observaram a remoção do nitrogênio sem a formação de nitratos (etapa de nitratação), usando um reator RSB com múltiplas fases aeróbia/anóxica. Os autores relatam algumas vantagens desse processo: (1) redução de 40% da DQO durante a desnitrificação; (2) taxa de desnitrificação 63% mais elevada; (3) redução de 25% da demanda de oxigênio para a nitrificação parcial (oxidação da amônia a nitrogênio nitrito) comparada à oxidação completa para nitrato; e (4) 300% menor a taxa de produção específica de lodo durante o crescimento anóxico (TURK e MAVINIC, 1986, 1987; ABELING e SEYFRIED, 1992, citados por KATSOGIANNIS et al., 2003).

Conceitos conservadores a respeito da remoção de nitrogênio colocam como impossível acontecer nitrificação e a desnitrificação simultaneamente, uma vez que a nitrificação ocorre na presença de oxigênio, enquanto que a desnitrificação se verifica na ausência de oxigênio molecular. Neste caso, seria necessário um sistema com dois tipos de biomassa (MUNCH et al., 1996). Contudo, o fenômeno da nitrificação e desnitrificação simultânea tem sido descrito na literatura, revelando que esses dois processos podem ocorrer em um mesmo reator (POCANA e KELLER, 1999).

Segundo Surmacz-Górska et al. (1997) e Katsogiannis et al. (2003), uma otimização possível do processo de remoção de nitrogênio consiste na diminuição do fenômeno da nitrificação e desnitrificação simultânea, ou seja, inibindo o crescimento das *Nitrobacter* eliminando a segunda etapa do processo de nitrificação. Conseqüentemente, a primeira fase do processo de desnitrificação também seria eliminada, existindo apenas a redução de nitrito para nitrogênio gasoso.

2.6.2 Remoção biológica de fósforo

Como já foi detalhado anteriormente, o conteúdo típico de fósforo na massa de lodo biológico é de aproximadamente 2% em peso. A remoção biológica de fósforo se refere à retirada deste elemento em quantidades maiores do que as necessitadas

por estes metabolismos por meio de microorganismos aeróbios especializados denominados de Organismos Acumuladores de fósforo. As *Acinetobacterias* são os microorganismos amplamente reconhecidos (AKIN e UGURLU, 2004; SURAMPALLI et al., 1997).

O conteúdo de fósforo na biomassa destes microorganismos pode chegar a 10% (w/w) mas ele varia tipicamente entre 3 e 5%. Todavia, a capacidade de remoção biológica de fósforo de um sistema está diretamente relacionada com a fração de *Acinetobacterias* presentes no lodo biológico. As condições ótimas que favorecem a seleção destes microorganismos incluem:

- Zona anaeróbia com adequadas MORB, em particular a presença de Ácidos Graxos Voláteis (AGV).
- Subseqüente zona aeróbia.
- Reciclagem do lodo rico em fósforo para a zona anaeróbia.

Segundo Henze et al.(1995) e Akin e Ugurlu (2004) uma condição fundamental para a remoção biológica do fósforo é a existência de estágios anaeróbios/aeróbios. Sob condições anaeróbias, bactérias bio-P relargam os polifosfatos, na forma de ortofosfatos (PO_4^{3-}) e convertem a DQO biodegradável armazenados nas suas células a poli-hidroxi-alcanoatos, principalmente na forma de poli-hidroxi-butilatos (PHB), que são então armazenados nas células. Sob condições aeróbias (ou anóxicas), os PHB são utilizados como fonte de carbono orgânico e de energia para o armazenamento dos polifosfatos, resultando na remoção biológica do fósforo (SURAMPALLI et al., 1997; TEIXEIRA, 2004).

2.6.3 Processos de remoção de nitrogênio

Conhecido como ANAMMOX (Oxidação Anaeróbia de Amônia), amônia e nitrito são convertidos a nitrogênio gasoso, produzindo biomassa através do CO_2 (SLIEKERS et al., 2002). É um processo autotrófico, ou seja, não necessita complementação de DQO para o processo de desnitrificação. O componente chave é o nitrito que atuará como acceptor de elétrons (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998).

Muitos reatores contem microorganismos capazes de realizar o processo Anammox. Recentes trabalhos demonstraram que ocorrem reduções consideráveis

de nitrogênio em reatores com OD a níveis mínimos nos efluentes com baixas quantidades de DQO. Nestes sistemas, um processo de desnitrificação autotrófica ocorre e bactérias capazes de realizar Anammox podem estar envolvidas nesse processo. Em alguns casos, amônia seria convertida parcialmente a nitrito em condições de pouco oxigênio por microrganismos aeróbios. Simultaneamente microrganismos oxidantes anaeróbios converteriam amônia com nitrito a nitrogênio gasoso (JETTEN et al, 1999). Com a inibição em pequenas concentrações de OD as bactérias Anammox são reversivelmente inibidas as concentrações de oxigênio (0,5% de saturação de ar), microrganismos aeróbicos oxidantes de amônia irão remover todo o oxigênio do meio.

Sliekers et al. (2002) descreveram um processo no qual microrganismos oxidantes de amônia aeróbicos e anaeróbicos oxidam simultaneamente o componente a nitrogênio gasoso e a uma pequena quantidade de nitrato. A reação acontece em um único reator nas condições de pouca presença de OD, sem produção de N_2 , O_2 e NO . Tal sistema vem sendo chamado de CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*).

O processo SHARON (*Single Reactor System for High Rate Ammonium Removal over Nitrite*) foi aplicado recentemente para a remoção de amônia através da chamada “rota do nitrito”. A combinação deste sistema com o processo Anammox foi investigada por Jetten et al (2001). SHARON é um reator do tipo quemostato (sem retenção de biomassa) com uma taxa de diluição maior que a velocidade de crescimento máxima das bactérias nitrito-oxidantes, mas inferior à velocidade das bactérias oxidantes de amônio. Sob estas condições o nitrito passa a ser um produto final estável da nitrificação. O processo Anammox necessita de amônio e nitrito em uma razão de 1:1. Quando metade da quantidade de amônia é convertida, a alcalinidade do meio decresce originando uma queda no pH inibindo uma possível pós-nitrificação.

Kieling et al. (2004) apresentam uma tabela com o resumo dos diferentes processos citados na literatura com as reações de remoção de nitrogênio envolvidas em cada um deles respectivamente:

Tabela 4: Processo de remoção biológica de nitrogênio e as estequiometrias associadas.

Processos, Reações e Produtos	ΔG^0 (kJ.mol ⁻¹)
-------------------------------	--------------------------------------

Fixação do Nitrogênio	
1) $0,5N_2 + 1,5H_2 + H^+ \rightleftharpoons NH_4^+$	- 39,4
Nitrificação e Desnitrificação convencional	
2) $NH_4^+ + 1,5O_2 \rightleftharpoons NO_2^- + 2H^+ + H_2O$	- 290,4
3) $NO_2^- + 0,5O_2 \rightleftharpoons NO_3^-$	- 72,1
4) $NO_3^- + 1,25(CH_2O) + H^+ \rightleftharpoons 0,5N_2 + 1,25CO_2$	- 594,6
Desnitrificação Autotrófica	
5) $3NO_3^- + 5NH_4^+ \rightleftharpoons 4N_2 + 9H_2O + 2H^+$	- 297
Anammox	
6) $NO_2^- + NH_4^+ \rightleftharpoons N_2 + H_2O$	- 358
7) $NH_4^+ + 1,32NO_2 + 0,066HCO_3 + 0,13H^+ \rightleftharpoons 1,02N_2 + 0,26NO_3^- + 0,066CH_2O_{0,5}N_{0,15} + 2,03H_2O$	
SHARON	
8) $NH_4^+ + 1,5O_2^+ \rightleftharpoons NO_2^- + H_2O + 2H^+$	- 290,4
OLAND	
9) $0,5NH_4^+ + 0,75O_2^+ \rightleftharpoons 0,5NO_2^- + H_2O + 0,5H_2O + H^+$	- 271
10) $0,5NH_4^+ + 0,5NO_2^- \rightleftharpoons 0,5N_2 + H_2O$	
CANON	
11) $NH_4^+ + 1,5O_2^+ \rightleftharpoons NO_2^- + H_2O + 2H^+$	- 290,4
12) $NH_4^+ + 1,32NO_2^- + H^+ \rightleftharpoons 0,2N_2 + 0,26NO_3^- + 2H_2O$	
RDNA	
13) $NO_3^- + 2(CH_2O) + 2H^+ \rightleftharpoons NH_4^+ + 2CO_2 + H_2O$	- 655

Fonte: STUMM (1996); JETTEN et al. (1999); SLIEKERS et al. (2002).

Segundo Jeyanayagan (2005), Metcalf e Eddy (1991) e Surampalli et al. (1997) os processos de remoção de fósforo e nitrogênio se baseiam em combinação de reatores com condições específicas para promover a remoção destes compostos. Von SPERLING (2002) apresenta uma revisão completa de cada um desses sistemas de forma detalhada e didática. Este pesquisador cita entre os processos mais utilizados para a remoção conjunta de nitrogênio e fósforo:

- Processo A²O (Phoredox de 3 estágios)
- Processo Bardenpho de cinco estágios (Phoredox)
- Processo da Universidade de Cape Town (UCP)
- Processo modificado UCP
- Reatores em batelada.

A Figura 2 apresenta um resumo das condições de cada um dos processos para atingir seus objetivos. A descrição deles com critérios de projeto, encontra-se detalhada em Von Sperling (2002).

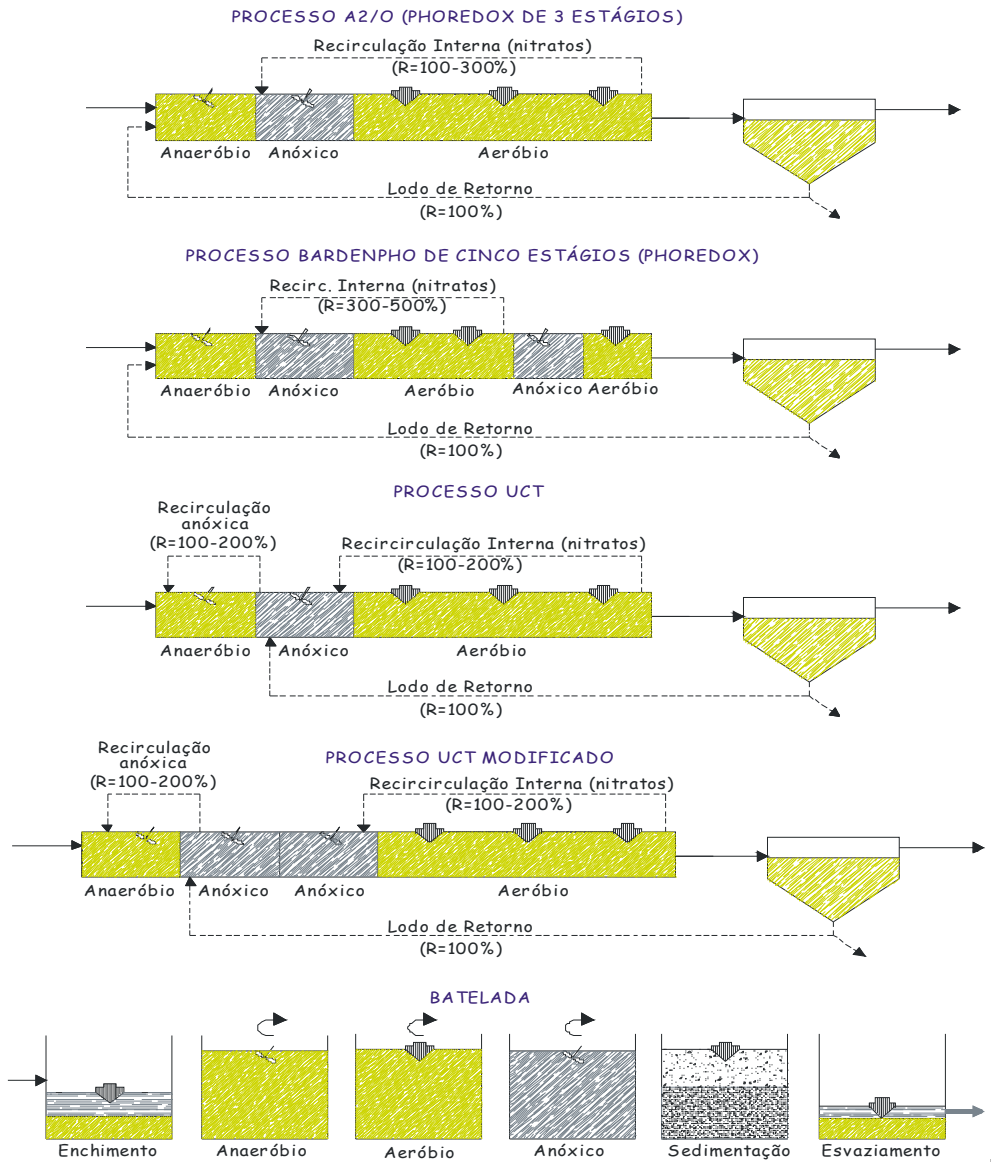


Figura 2: Processos de remoção simultânea de N e P.

Fonte: Von Sperling (2002).

2.6.4 Sistema de monitoramento de processos em ETE

A maioria dos processos de tratamento de efluentes tem sua eficiência monitorada por meio de análises em laboratório, que às vezes demoram muito tempo. Com exceção de alguns parâmetros, como pH, OD, redox, temperatura e condutividade que são medidos diretamente no processo, o parâmetro mais utilizado para avaliar a eficiência de uma ETE é a sua DBO_5 . O monitoramento deste

parâmetro exige a realização de análises em laboratório, com duração de 5 dias. Em muitas situações, o operador de uma ETE não possui todo esse tempo para tomar decisões para melhorar a operação da mesma.

O rápido desenvolvimento de tecnologias de informação coloca à nossa disposição novos mecanismos que modificam completamente a forma como interagimos com o meio que nos cerca. A rápida popularização de sistemas de monitoramento e análise on-line permite o acesso às informações em tempo real, o que facilita a tomada de decisões por parte dos operadores de ETEs e ETAs. Todavia, estes sistemas on-line têm ajudado a automatizar as operações de muitas instalações, promovendo, entre outros, uma maior eficiência de operação e economia de energia e insumos (AIVASIDIS et al., 1992; GERNAEY et al. 2001).

O uso de sensores on-line aumentou significativamente durante os últimos 10 anos, mas na maioria dos países eles ainda não estão habilitados ou licenciados como referência para questões de legislação. A principal razão para isto é a falta de confiabilidade nos equipamentos de medidas contínuas. Porém, a confiabilidade e a capacidade dos sensores on-line têm melhorado significativamente e os seus resultados já são comparáveis e até melhores do que as amostras analisadas em laboratório (RIEGER et al. 2006).

Existem vários tipos de sensores para monitoramento on-line, que trabalham seguindo diferentes princípios. Os mais utilizados são (LYNGGAARD-JENSEN, 1999):

- Calorimetria combinada com tecnologia semi-mecânica e membranas.
- Absorbância utilizando “*photodiode-arrays*” para informações espectrais
- Fluorescência com multi excitação e varredura de emissões.
- Biossensores baseados em bactérias imobilizadas.

Uma das técnicas mais exploradas atualmente é o uso de espectrometria, com medidas absorvância no espectro da luz visível e UV (UV-VIS). Embora muitos compostos tenham interferências nas suas faixas de leituras, o monitoramento de vários parâmetros de forma simultânea permite realizar uma calibração multivariada do espectro do parâmetro analisado. Esta calibração pode então ser guardada e utilizada para melhorar a precisão dos valores medidos.

Segundo Lynggaard-Jensen (1999) o desenvolvimento da informática e do esforço colocados pelos fabricantes de sensores nos últimos anos, tem tido como

resultado o desenvolvimento de equipamentos confiáveis e de alta precisão e de fácil operação.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Sistema de tratamento empregado

Sendo impossível o carregamento por gravidade, foi utilizada uma bomba centrífuga para recalque da ETE ao tanque pulmão, onde sensores de nível; controlados por acionadores eletrônicos na CLP (Central Lógica Programável); abrem ou fecham as válvulas solenóides durante os tempos determinados para enchimento do tanque pulmão e período de decantação. Posteriormente a bomba centrífuga é acionada, fazendo a transferência do tanque pulmão anaeróbio para o tanque de aeração aeróbio onde novamente os sensores de nível acionam os outros estágios que são aeração, recirculação e descarte do efluente, o qual passará pela filtragem e finalmente pela desinfecção UV.

O fluxograma de funcionamento do sistema empregado apresenta-se na Figura 3 e pode ser subdividido em mecânico e eletrônico.

FLUXOGRAMA DE FUNCIONAMENTO

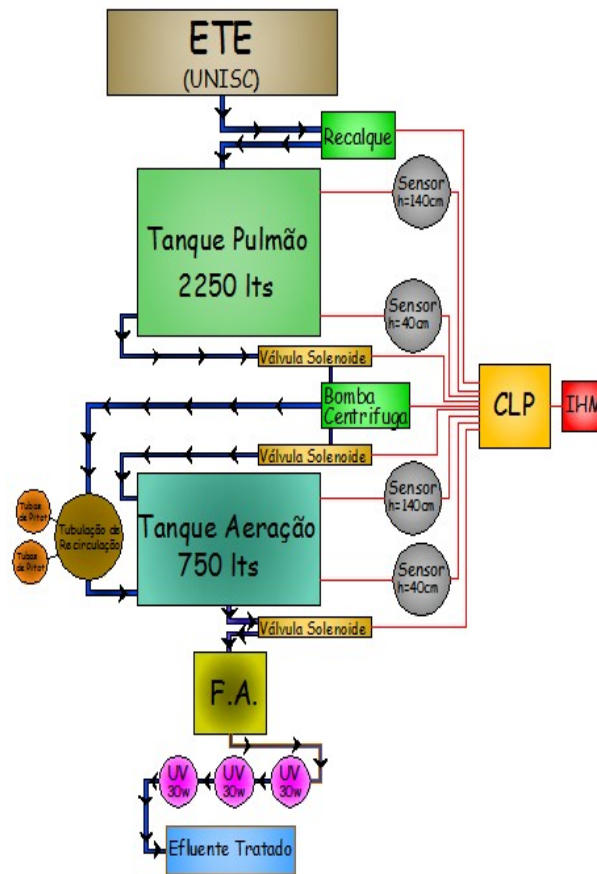


Figura 3: Fluxograma de funcionamento do sistema de tratamento.

Fonte: o autor.

O sistema de tratamento utilizado neste trabalho é composto de um RSB e um filtro de areia seguido de um sistema de lâmpadas de luz UV para desinfecção do efluente. A Figura 4 apresenta um esquema isométrico do sistema de tratamento utilizado neste trabalho.

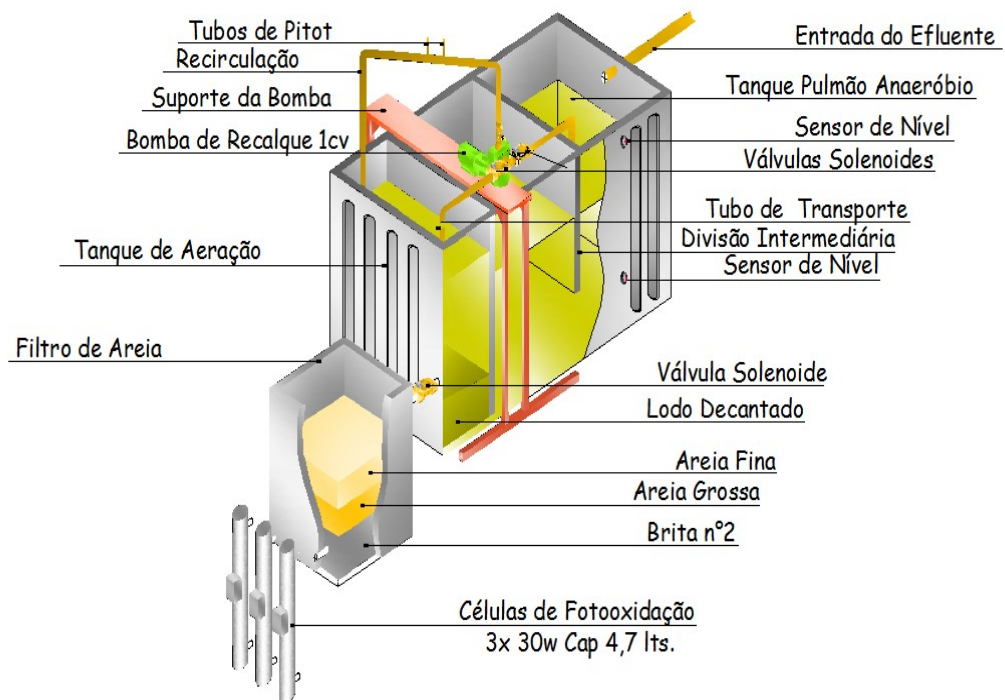


Figura 4: Esquema completo do reator compartimentado.
Fonte: o autor.

O Reator Seqüencial em Batelada utilizado foi construído de fibra de vidro composto por um tanque retangular de 2,0 m de comprimento x 1,0 m de largura e 1,5 m de altura, com um volume total de 3000 L. Dividido em dois compartimentos sendo que o primeiro comporta 2250 L e o segundo 750 L.

O primeiro compartimento serve como receptor (tanque pulmão) e o segundo como tanque de tratamento.

Toda a operação do RSB é controlada por um sistema eletrônico programável, composto de chaves eletromagnéticas (contadoras) de acionamento, quatro sensores de nível e válvulas solenóides. Esse conjunto está ligado a uma CLP (Central Lógica Programável) e a uma Interface Homem-Máquina (IHM) para automação, sendo que as fases do tratamento foram delimitadas por meio de temporização e/ou sensores de nível. Fez-se uso de uma CLP modelo TP02/20MR e de uma IHM modelo OP 05 ambos fabricados pela WEG S/A.

A IHM tem por finalidade acompanhar as etapas do tratamento em execução, bem como possibilitar a alteração de parâmetros de programação que atuam diretamente no tratamento do efluente. Para que se atinja o objetivo de automação e, por conseguinte os resultados desejáveis do efluente tratado, o CLP foi programado de modo que gerencie todos os equipamentos de acionamento que

compõem o sistema, de forma a cumprir as fases necessárias do tratamento biológico do processo. Inicialmente elaborou-se um fluxograma de todas as etapas do processo e na seqüência implementou-se a programação por meio da linguagem LADDER, permitindo que a operação fosse executada de maneira automática, manual ou independente. Foram utilizadas quatro entradas digitais provenientes dos sensores e cinco saídas de controle para as contadoras de acionamento. Ressalta-se ainda a preocupação com a segurança, do sistema e de pessoal. Na programação foi implementada a parada de todo o sistema, quando acionada uma tecla na IHM. A programação inclui os comandos: alimentação do tanque pulmão e controle do nível mínimo e máximo do mesmo; alimentação do tanque de aeração; acionamento do processo de aeração durante o tempo programado; controle do tempo de decantação do lodo formado durante a aerobiose e controle de descarga do efluente tratado. As Figuras 5 e 6 apresentam fotografia lateral e superior do RSB utilizado e a Figura 7 uma fotografia do sistema de comando eletrônico.

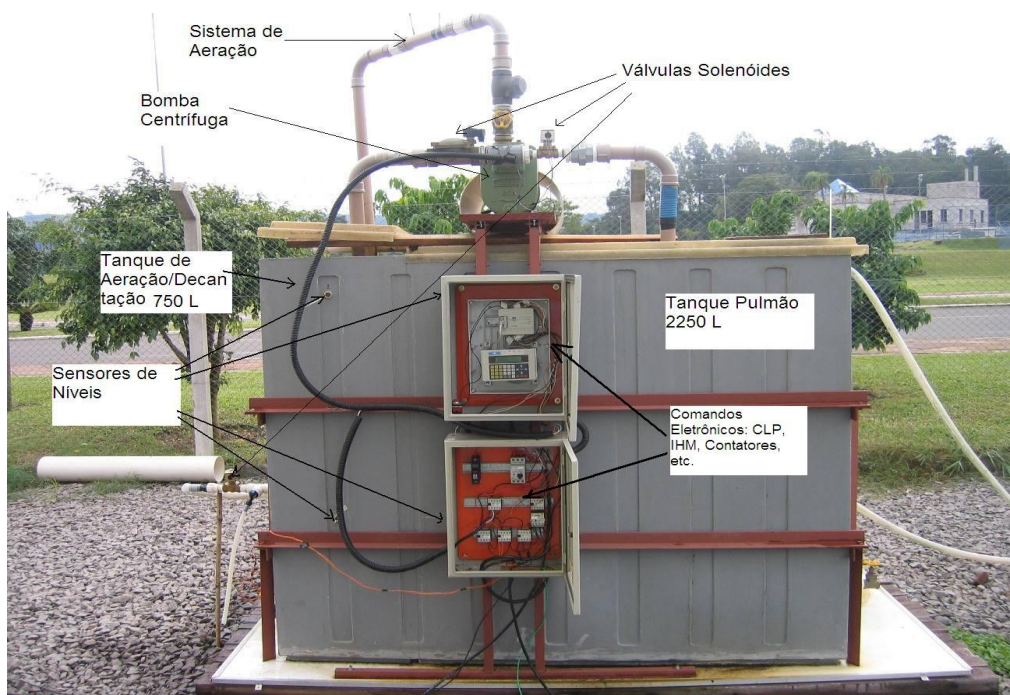


Figura 5: Fotografia lateral do RSB.
Fonte: Rodriguez (2007).

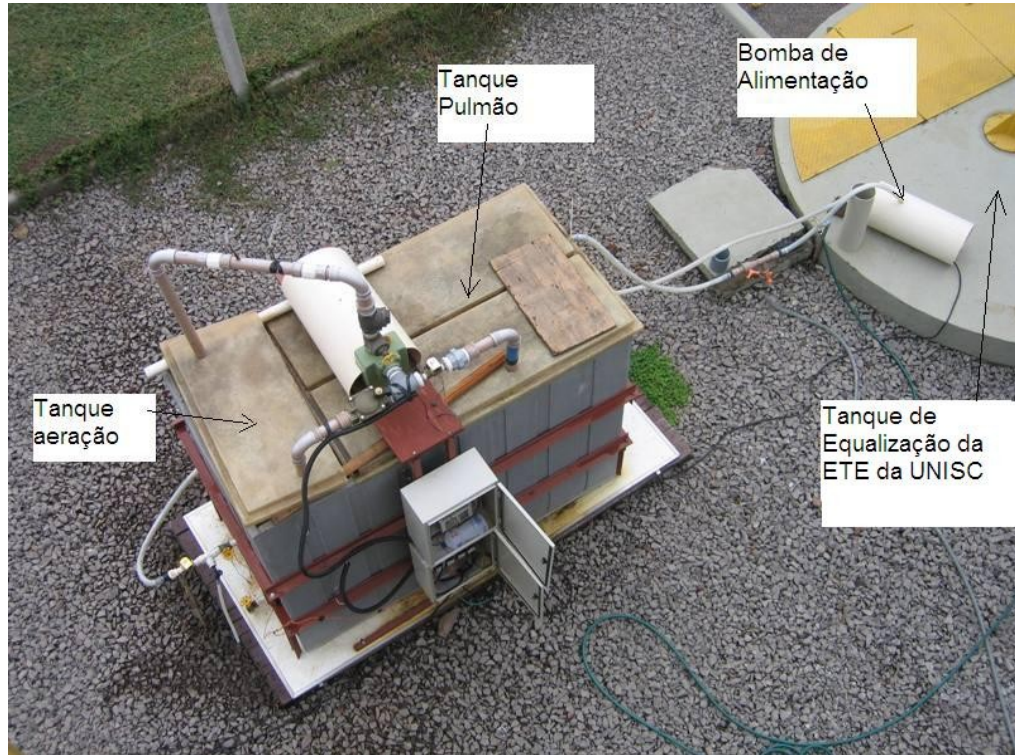


Figura 6: Vista superior do RSB aeróbio mostrando a posição do comando eletrônico.
Fonte: Rodriguez (2007).



Figura 7: Comando eletrônico utilizado no RSB
Fonte: Rodriguez (2007).

Como local de realização dos ensaios foi escolhida a Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC. O efluente utilizado para os ensaios foi retirado do tanque de equalização da ETE e bombeado para o tanque pulmão do RSB por meio de uma bomba centrífuga de 1HP marca Schneider. Este tanque pulmão possui dois sensores eletrônicos de nível. O primeiro sensor está situado a 140 cm acima da base do reator, o qual detém a alimentação deste tanque quando o esgoto atinge seu nível, não permitindo que o efluente transborde. O segundo sensor se encontra a 40 cm acima da base do tanque pulmão. Esta posição foi escolhida de modo a que parte do esgoto fique acumulada neste tanque, não permitindo que o tanque esvazie por completo. Quando o nível de esgoto aciona o sensor inferior todo o sistema pára e o bombeamento de alimentação é novamente acionado. Devido à distância entre os sensores de níveis deste compartimento (1,0 m) o volume real de esgoto bruto adicionado durante a alimentação era de 1500 L. Abaixo do sensor inferior ficava retido um volume de 750 L de esgoto bruto.

Uma vez que o tanque pulmão está cheio, o sensor de nível da parte superior envia um sinal ao comando eletrônico detendo a alimentação. Após 30 segundos de parada o comando eletrônico aciona uma segunda bomba (bomba de tratamento) colocada encima do RSB, entre dois compartimentos. Esta segunda bomba alimenta o tanque de tratamento assim como permite a recirculação e aeração do efluente no tanque de tratamento. A mesma possui duas tubulações de sucção (uma introduzida no tanque pulmão e a outra no tanque de tratamento) controladas por duas válvulas solenóides respectivamente, que são abertas ou fechadas de acordo com a etapa de tratamento. Esta segunda bomba é uma centrífuga auto-escorvante da marca Schneider de 1HP. Quando ela é acionada, ela alimenta o tanque de tratamento com o esgoto acumulado no tanque pulmão. Para isso, o comando eletrônico abre a válvula solenóide da tubulação inserida no tanque pulmão e fecha a tubulação do tanque de tratamento.

Assim como o tanque pulmão, o tanque de tratamento também possui dois sensores de nível, colocados na mesma altura que os sensores do tanque pulmão. O volume real utilizado deste compartimento é de 500 L, o qual corresponde ao volume localizado entre os dois sensores de níveis.

Quando o esgoto alimentado atinge o nível máximo no tanque de tratamento, o sensor superior envia um sinal ao comando eletrônico, o qual desliga a segunda bomba e também fecha a válvula solenóide da tubulação inserida no tanque pulmão.

Após 1 minuto de parada, o comando eletrônico abre a válvula solenóide da tubulação de sucção de efluente do tanque de tratamento e liga a segunda bomba novamente, iniciando dessa forma a recirculação e aeração, em circuito fechado, do efluente dentro do tanque de tratamento. O sistema de aeração é composto de dois tubos de Pitot, colocados na tubulação de recirculação. Após o tempo de aeração programado, o bombeamento é desligado e o líquido do tanque de tratamento é deixado em repouso por um tempo definido inicialmente em 1h, para permitir a decantação efluente tratado. Neste período de sedimentação a massa biológica formada se deposita no fundo do tanque de tratamento, abaixo do nível do sensor inferior, deixando o efluente tratado no sobrenadante.

Passado o tempo de sedimentação, o comando eletrônico abre a válvula solenóide (posicionada na saída do reator) e envia o efluente tratado para as outras etapas do tratamento, conservando o lodo biológico no tanque de tratamento. Este descarte acontece até que o nível do líquido atinja o sensor da parte inferior. Quando isso ocorre, esse sensor envia sinal ao comando eletrônico, o qual fecha a válvula solenóide da descarga e aciona a bomba superior para alimentar o tanque de tratamento e iniciar novamente o processo. O efluente aqui alimentado se mistura com o lodo remanescente no tanque de tratamento do ciclo anterior.

O efluente tratado foi descartado dentro de um filtro de areia. A Figura 8 apresenta uma fotografia do filtro de areia utilizado. O mesmo foi construído em acrílico, com 0,50 m de largura, 0,5 m de comprimento e 1,0 m de altura. A parte inferior foi preenchida com brita N° 2, acima da qual foram depositadas 3 camadas de areia de granulometrias diferentes. Para evitar a cumulo de material no leito filtrante o mesmo era lavado a cada 8 dias com uma solução de água sanitária 10% v/v.



Figura 8: Filtro de areia utilizado.
Fonte: Rodriguez (2007).

As células de foto-oxidação utilizadas são compostas de três reatores de aço inoxidável, nos quais foram colocadas (de forma concêntrica) lâmpadas de luz ultravioleta de 30 W de potência cada. Os reatores possuem um volume de 4,7 L cada um e foram ligados em série, de modo que o efluente tivesse um tempo de residência mínimo de 1 minuto. A Figura 9 mostra os fotorreatores circulares adquiridos para a desinfecção do efluente tratado.



Figura 9: Fotorreatores de Luz UV adquiridos.
Fonte: Rodriguez (2007).

3.2 Ensaios de tratabilidade do esgoto

Os ensaios de tratabilidade do efluente foram realizados no Campus central desta Universidade, em Santa Cruz do Sul. Foi utilizado efluente bruto proveniente do tanque de equalização da ETE da Universidade. O mesmo foi coletado de todos os banheiros desta Instituição por meio de uma rede de coleta especialmente construída para o esgoto. Isso fez com que ele não fosse misturado com água pluvial ou outro tipo de água.

As características do efluente bruto utilizado foram monitoradas diretamente no tanque de equalização da ETE. Para analisar as propriedades físico-químicas dos efluentes nas diferentes etapas do processo foi utilizada uma sonda multiparâmetro IQ SensorNet da WTW. Este IQ Sensor utiliza uma sonda CarboVis 700/x IQ TS que consiste em um sensor on-line para determinações *in-situ* de compostos de carbono e seus parâmetro somatórios (DBO, DQO, TOC, DQO total, DQO dissolvida, COD),

assim como dos sólidos totais em suspensão (TSS) e a turbidez dos efluentes. O sensor utiliza o princípio da espectrometria de luz UV visível.

Em alguns ensaios, a fim de comparar a precisão desta sonda, amostras de efluente bruto e do tratado foram retiradas e enviadas a laboratório para análise da DBO₅, DQO e da turbidez.

Para a determinação dos compostos de nitrogênio foi empregado outro sensor do tipo VARION 700 IQ da mesma empresa. Este sensor permite a medida de NH₄-N, NH₄, NO₃-N e NO₃. Esta sonda permite também monitorar a temperatura do efluente. Somente aqueles parâmetros que não podiam ser monitorados com a sonda foram submetidos à análise em laboratório, seguindo as indicações do *Standart Methods*, dentre os quais podem ser citados: NTK, óleos e graxas, Fósforo, Potássio e Coliformes Termotolerantes. O oxigênio dissolvido no tanque de aeração foi medido usando um oxímetro da marca DIGIMED.

Para o ajuste do tempo ótimo de tratamento foram realizados vários ensaios com tempos de aeração e de decantação diferentes. A Tabela 5 apresenta um resumo dos intervalos de tempo pesquisados, tanto para a etapa de aeração como para a de sedimentação ou decantação.

Tabela 5: Resumo de intervalos de tempo de aeração e de decantação utilizados.

Tempo de Aeração (h)	Tempo de Decantação (h)	Filtração	Desinfecção
1,5	1,0	Sim	Sim
3,0	1,0	Sim	Sim
6,0	1,0	Não	Não
8,0	1,0	Não	Não
10,0	1,0	Não	Não
12,0	1,0	Não	Não
14,0	1,0	Não	Não

Fonte: o autor.

O efeito das condições do tanque pulmão sobre as características do efluente bruto foram pesquisadas dentro do mesmo com o uso das sondas de monitoramento. Para isso foram realizadas medições após a alimentação do tanque de forma aleatória e em datas diferentes. Foram monitorados os parâmetros DBO, DQO, COT, NH₄-N, NO₃-N, entre outros.

A partir dos resultados obtidos nos testes detalhados na Tabela 5, optou-se por operar o sistema com 6 horas de aeração e 2 horas de decantação. Dessa forma, o tanque pulmão continha um volume de efluente suficiente para realizar 3 ciclos de tratamento antes de ele ser novamente alimentado com efluente bruto desde o tanque de equalização da ETE. Nestes ensaios foi eliminado o uso do filtro de areia devido a problemas observados durante os ensaios iniciais deste trabalho. O efluente removido do reator era passado diretamente pelas células de luz ultravioleta.

As determinações dos Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) do tanque de aeração foram realizadas de acordo com o “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (AWWA, 1996) no Laboratório de Efluentes da Engenharia Ambiental na UNISC. A análise do pH foi realizada com pHmetro digital Digimed modelo DMPH2 a temperatura ambiente.

A fim de melhorar a compreensão do comportamento do tanque aeróbio deste reator, foi realizado um monitoramento de 8,0 h de todo o processo que ocorre neste tanque, desde a etapa de carregamento até o descarte do efluente (6 horas de aeração e 2 horas de decantação).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Determinação do tempo ótimo de tratamento

Com o objetivo de iniciar a operação do sistema, o tanque de aeração foi alimentado com efluente bruto e o sistema programado para realizar somente a aeração/recirculação do efluente dentro do próprio tanque. Para acelerar o processo de formação de massa biológica, o sistema foi inoculado com lodo ativado proveniente da estação de tratamento de efluentes da empresa de laticínios Exelcior. Para incentivar o processo de formação de lodo e compensar a baixa carga orgânica do esgoto alimentado foram adicionadas porções de 500 g de amido de milho ao tanque de aeração como opção de alimento as bactérias. A escolha do amido foi em função de sua alta carga orgânica. A aeração foi mantida durante 48 h. Esse foi o tempo necessário para começar a gerar lodo biológico.

Após a constatação da formação do lodo ativado através de testes em coluna de decantação o processo de aeração foi interrompido, deixando a solução em decantação por 1 h, após o qual o sobrenadante foi descartado e o sistema programado para trabalhar em ciclos.

Observou-se que a aeração do processo foi promovida por dois tubos de Pitot colocados de forma concêntrica na tubulação de recirculação do efluente. Este sistema permitiu que no tanque de aeração fossem obtidos valores de oxigênio dissolvido (OD) de até $6,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A temperatura do efluente recirculado apresentou-se superior em no mínimo $7 \text{ }^\circ\text{C}$ àquela do efluente bruto. Aparentemente a recirculação do efluente no processo de aeração fazia com que o mesmo tivesse

sua temperatura elevada, provavelmente por causa das trocas térmicas com a tubulação e com o rotor da bomba.

Para a realização do primeiro teste o tanque de aeração foi carregado e o tempo de aeração do esgoto programado para 1,5 h e o tempo de decantação para 1 h. Este tempo de decantação foi estipulado a partir de dados de funcionamento dos RSBs obtidos na literatura. O sistema foi preparado e então iniciado o funcionamento onde após o período de aeração e de decantação uma amostra do efluente tratado foi retirada e passada pelo filtro de areia e pelo reator de foto-oxidação com luz UV para análise dos parâmetros estudados.

Durante os primeiros ensaios foi constatada variação dos parâmetros de caracterização do efluente, tal fato deve-se, provavelmente, a que o esgoto da Universidade recebe uma maior carga orgânica durante a noite, onde se concentra a maior parte dos alunos. Dessa forma, decidiu-se monitorar a qualidade do efluente bruto para poder comparar com os parâmetros obtidos no efluente tratado. A Tabela 6 mostra os valores médios dos parâmetros do efluente bruto medidos em 12 oportunidades num período de 90 dias (março, abril e maio) em horários alternados, manhã 8 as 10h e no final da tarde das 16 até as 19h.

Tabela 6: Valores dos parâmetros analisados no efluente bruto

Parâmetros	Mínimo	Média	Máximo
DBO (mg.L ⁻¹)	90,00	147,40	190,10
DQO total (mg.L ⁻¹)	70,20	169,39	199,20
DQO dissol. (mg.L ⁻¹)	46,70	73,59	89,60
TOC (mg.L ⁻¹)	252,0	389,50	513,00
NH ₄ -N (mg.L ⁻¹)	26,80	56,45	76,10
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	65,50	70,70	75,90
NO ₃ -N (mg.L ⁻¹)	0,10	0,33	0,70
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	2,00	2,45	2,90
pH	7,87	8,12	8,45
TSS (mg.L ⁻¹)	25,00	78,30	150,00
Turbidez (NTU)	45,00	89,00	160,00

Fonte: o autor.

Os resultados das análises de parâmetros do efluente bruto, realizados na Central Analítica da UNISC, estão detalhados na Tabela 7.

Tabela 7: Resultados das análises do efluente bruto realizadas em laboratório

	25/02/2007	18/04/2007
N total (mg.L ⁻¹)	104	97
P (mg.L ⁻¹)	7,17	6,72
NMP/100mL ⁻¹	350000	>1600000
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	8,7	21,5
K (mg.L ⁻¹)	26,6	12,0
ST (mg.L ⁻¹)	725	535
STD (mg.L ⁻¹)	492,5	385
TSS (mg.L ⁻¹)	126,6	85,8
DBO ₅ (mg/L ⁻¹)	156,7	189,0

Fonte: o autor.

Analisando os valores de parâmetros semelhantes apresentados nas Tabelas 6 e 7 foi observado que o sistema de monitoramento *on-line* utilizado neste trabalho apresentou valores muito próximos aos obtidos nas análises de laboratório uma vez que os valores mensurados pelas sondas são muito semelhantes aos obtidos nos testes de laboratório.

Os valores apresentados na Tabela 7 mostram que a qualidade do esgoto bruto varia conforme as mudanças da população contribuinte. Foi observado que valores de DBO, DQO e COT, que dão uma noção da carga orgânica associada ao efluente, têm valores baixos. Outra característica importante deste efluente é que o mesmo é rico em compostos nitrogenados. A concentração total destes compostos é superior a 100 mg.L⁻¹ (ver Tabela 6), sendo que a concentração média de nitrogênio amoniacal foi de 76,1 mg.L⁻¹ e a do nitrogênio nitrato foi de 0,7 mg.L⁻¹. A diferença entre o nitrogênio total e o amoniacal mostra que o efluente possui 30 mg.L⁻¹ de nitrogênio orgânico. Este nitrogênio orgânico deve ser convertido a nitrogênio amoniacal para sua posterior remoção por meio de processos biológicos. Essas concentrações de nitrogênio amoniacal podem indicar também que a descarga dos banheiros é principalmente composta por urina do que de matéria fecal.

Segundo Von Sperling (1997) a matéria inorgânica é representada pelos compostos nitrogenados. Na realidade, a amônia encontra-se presente no esgoto afluente devido ao fato de que, já no sistema de coleta e interceptação, têm início as reações de hidrólise e amonificação. Segundo este mesmo autor, na faixa de pH

7,5-8,0 em torno de 90% da amônia se apresenta praticamente na forma ionizada ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). Isto tem importantes conseqüências ambientais, pois a amônia livre é tóxica.

Segundo Cybis et al. (2004) a remoção de nitrogênio de águas residuárias com DQO baixa sempre foi comprometida por falta de matéria orgânica para o processo de desnitrificação em sistemas de fluxo contínuo. Em conseqüência, a estabilidade operacional do sistema é afetada com a perda de lodo devido a flotação no decantador secundário e a redução na qualidade do efluente. Já no RSB, dependendo do seu funcionamento, este comprometimento pode ser anulado uma vez que esgoto bruto colocado é misturado com lodo retido no tanque de aeração, provendo a matéria orgânica necessária.

No que se refere ao pH, o valor do mesmo ficou sempre acima de 7,8, atingindo valores de até 8,5 em determinados momentos. Segundo Dowing apud Von Sperling (1997) a taxa de nitrificação apresenta-se em seu ótimo e quase constante na faixa de pH de 7,2 – 8,0. Assim, o pH obtido pode propiciar a remoção dos compostos de nitrogênio.

Para determinar os tempos adequados do tratamento de efluentes efetuando a remoção da matéria orgânica e de nutrientes, vários tempos de aeração e de decantação foram pesquisados. Nas Figuras 10 e 11 estão apresentados os valores dos parâmetros analisados em cada um desses ensaios.

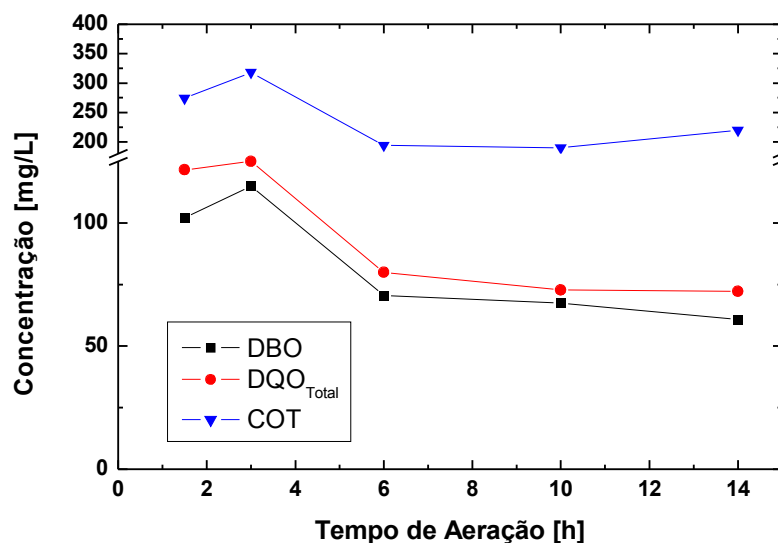


Figura 10: Variação da concentração do DBO, DQO total e COT em função do tempo de aeração, com tempo de decantação de 1 hora.

Fonte: o autor.

Os resultados apresentados na Figura 10 mostram que a remoção da matéria orgânica é diretamente proporcional ao tempo de aeração. Tal efeito pode ser verificado no intervalo de 1 às 6h. A partir deste ponto a aeração do efluente não produz efeito considerável na redução destes valores.

Nos resultados da Figura 11, apenas a redução do nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) mostra uma relação direta com o tempo de aeração. Durante o tratamento do esgoto o nitrogênio passa por várias transformações, ou seja, a conversão do nitrogênio amoniacal a produtos de fácil remoção do efluente. Os dois principais mecanismos são: a assimilação e nitrificação - desnitrificação. Como o nitrogênio é um nutriente, os microrganismos presentes nos tratamentos assimilam o nitrogênio amoniacal e incorporam em massa celular. Parte deste nitrogênio irá retornar à água residuária devido à morte e lise celular. Na nitrificação - desnitrificação a remoção de nitrogênio é realizada em duas etapas. Na primeira etapa, a nitrificação, a amônia é oxidada sendo convertida a nitrato (Equação 6). A nitrificação é realizada por bactérias denominadas de *Nitrosomonas*. Na segunda etapa, a desnitrificação, o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso por meio de bactérias específicas denominadas de *Nitrobacter* (METCALF e EDDY, 1991). A oxidação anaeróbia de amônio, ou seja, a conversão de amônio e nitrito a nitrogênio gasoso foi uma etapa recentemente adicionada ao ciclo do nitrogênio. Para que haja esta desnitrificação no lodo nesta etapa é preciso que haja um ambiente anóxico, pobre em OD e rico em nitrato.

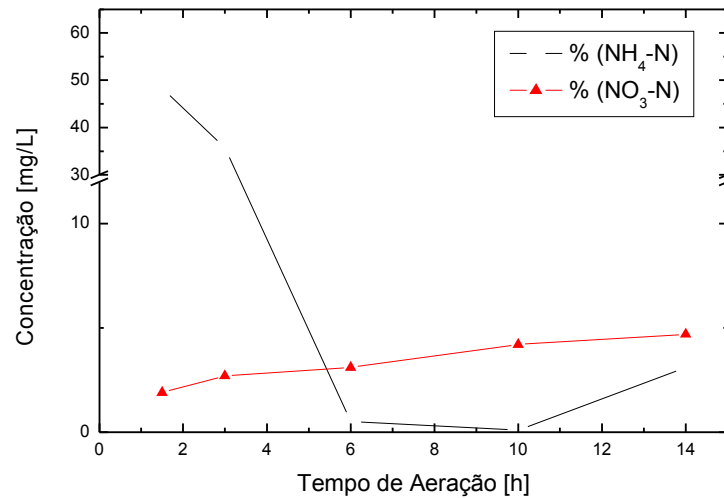
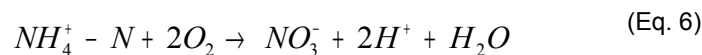


Figura 11: Variação da concentração dos compostos de N₂ em função do tempo de aeração. Fonte: o autor.

Os resultados da Figura 11 mostram também que a transformação do NH₄-N (oxidação) em nitrato (NO₃-N) está acontecendo de forma clara. A reação que controla a nitrificação do NH₄-N está apresentada a seguir:



As Equações 6 e 7 mostra duas características dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. A primeira mostra o consumo de O₂, ao qual é referido como demanda nitrogenada. A segunda parte desta equação mostra a liberação de H⁺, consumindo alcalinidade do meio e possivelmente reduzindo o pH.

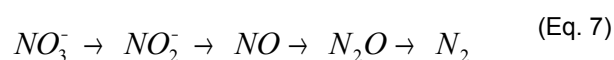
Segundo Teixeira (2006) a equação anterior mostra que aproximadamente 4,7 mg de O₂ são requeridos por mg de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato. No processo de conversão, uma grande quantidade de alcalinidade é consumida: 8,64 mg de HCO₃⁻ por mg de nitrogênio amoniacal oxidado (METCALF e EDDY, 1991; DINÇER e KARGI, 2000).

De acordo com Teixeira (2006) as bactérias nitrificantes são organismos sensíveis e extremamente susceptíveis a um grande número de inibidores. Uma variedade de agentes orgânicos e inorgânicos pode inibir o crescimento e a ação desses organismos. Altas concentrações de amônia e ácido nitroso podem ser inibitórias. O efeito do pH também é significativo. Uma faixa ótima de pH entre 7,5 e

8,6 existe, no entanto, sistemas aclimatados a condições de pH inferiores apresentam eficiente atividade nitrificante. Concentrações de oxigênio dissolvido acima de 1 mg.L^{-1} são essenciais para que a reação de nitrificação ocorra, caso contrário o oxigênio torna-se um nutriente limitante e a reação torna-se lenta ou cessa (METCALF e EDDY, 1991). Iamamoto (2006) estudou também a remoção de nitrogênio em um reator RSB aeróbio. Nesse trabalho o reator foi submetido a concentrações de 125, 250 e 500 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal em condições de oxigênio dissolvido de 2 a $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$. O tempo de aeração variou entre 2 e 9 horas. Esta pesquisadora comprovou que a remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ é efetiva com elevado tempo de aeração e com $\text{OD} > 2,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e que a maior velocidade de nitrificação ocorre em concentrações acima de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD. Esta situação descrita mais acima se adapta perfeitamente ao constatado neste trabalho. O OD medido durante a etapa de aeração variou de 3,6 a $6,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Esta quantidade de OD, associado com o tempo de aeração elevado estariam promovendo a rápida conversão do nitrogênio amoniacal em nitrato.

Na Figura 11 também está apresentada as outras formas de nitrogênio amoniacal. Segundo Teixeira (2006) e von Sperling (1997) o nitrogênio amoniacal está presente em duas formas dissolvidas no efluente: o amoníaco ou amônia não ionizada (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+), cujas proporções relativas dependem do pH, da temperatura e da salinidade do ambiente. Com o aumento da temperatura e diminuição do pH, as concentrações do íon amônio aumentam consideravelmente. Por convenção, diversos autores têm concordado em denominar o NH_4^+ de amônia ionizada e o NH_3 de amônia não ionizada.

O nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) cresce com o aumento do tempo de aeração. Esse comportamento confirma que a amônia ionizada ($\text{NH}_4\text{-N}$) foi oxidada para nitrato. A concentração do nitrato no efluente final mostra que o mesmo foi removido do efluente de forma eficiente pelo processo de desnitrificação biológica. Durante a etapa de decantação destes ensaios o OD variou de $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ até 0 mg.L^{-1} após 45 minutos sem aeração. Isso indica que a etapa de decantação teve apenas 15 minutos de condição anóxica, o que já seria suficiente para a desnitrificação biológica. O processo de desnitrificação está representado pela equação detalhada a seguir:



Segundo Metcalf e Eddy (1997) a habilidade de nitrificação dos lodos ativados é dependente da relação DBO_5/NTK , sendo que para valores superiores a 5 o processo é classificado como combinado de oxidação de carbono e nitrificação. Quando o valor dessa relação é menor do que 3, o processo é considerado somente de nitrificação. A diminuição da relação DBO_5/NTK aumenta a percentagem de nitrificantes e assim a velocidade de nitrificação. Neste trabalho essa relação se encontra abaixo de 2, o que justifica os níveis de nitrificação observados aqui.

A Figura 12 mostra a variação da turbidez e do TSS em função do tempo de decantação.

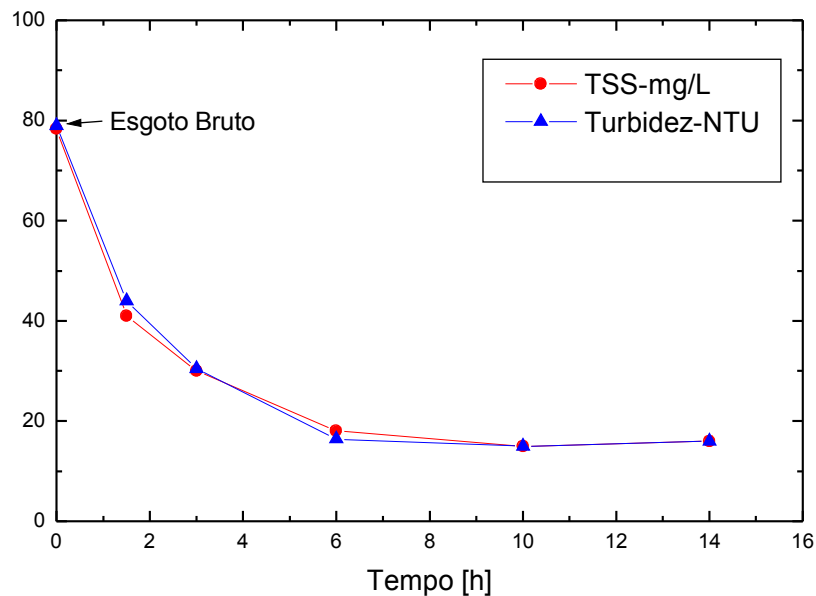


Figura 12: Concentração final do TSS e Turbidez analisada no efluente tratado em função do tempo de decantação.
Fonte: o autor.

A Figura 12 mostra que a redução da turbidez e do TSS depende diretamente do tempo de decantação. A redução de sólidos no efluente está relacionada com a maior conversão de matéria orgânica para biomassa, atingindo após 6 horas um valor limite. Abaixo de 6 horas as bactérias não possuem tempo suficiente para metabolizar a matéria orgânica, fazendo com que a biomassa formada não tenha

capacidade suficiente de formar flocos capazes de sedimentar e se separar do efluente descartado.

A Figura 13 apresenta o comportamento do pH do efluente bruto e do tratado. O pH do efluente bruto permaneceu sempre acima de pH=8 durante todo o período estudado. O efluente tratado apresentou uma redução. Isto se deve ao fato que o processo de oxidação do nitrogênio amoniacal consome alcalinidade. Porém, a sua diferença com o pH do tratado é pouca. Segundo Heinze (1997), a nitrificação consome alcalinidade e a desnitrificação produz alcalinidade na proporção de 1 equivalente grama por mol de nitrogênio. Logo, o processo de desnitrificação poderia estar contribuindo para que o pH do efluente se mantenha num patamar semelhante a aquele analisado no esgoto bruto. Os valores de pH apresentados na Figura 13 mostram que a nitrificação não desestabilizou o sistema de remoção de matéria orgânica e de nitrogênio.

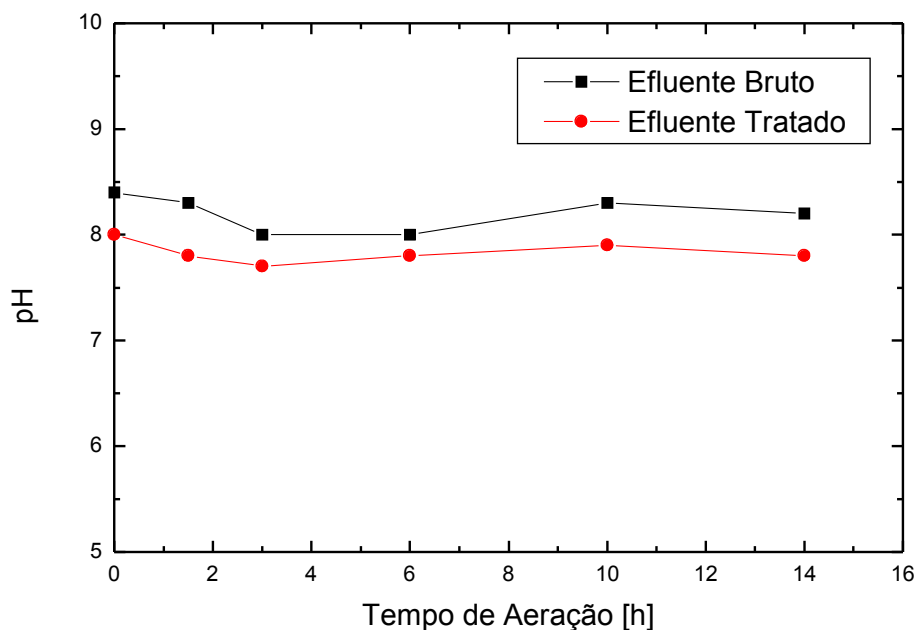


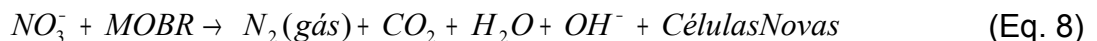
Figura 13: Comportamento do pH do efluente bruto e do tratado.
Fonte: o autor.

A Figura 14 apresenta as variações observadas nos resultados dos parâmetros DBO, DQO e COT nos ensaios de reprodutibilidade realizados com diferentes tempos de aeração e com tempo de decantação fixo de uma hora. Os dados

apresentados mostram que os valores obtidos após o tratamento apresentam amplas variações, e as mesmas podem ser associadas ao comportamento do efluente bruto.

É importante destacar que durante os ensaios foi observado que conforme a idade do lodo aumentava, a quantidade do mesmo presente no tanque diminuía. Esta situação foi observada de forma mais clara durante os finais de semana onde a carga orgânica diminuía acentuadamente. As análises de sólidos realizadas no licor misto (lodo ativado) em um dos casos de diminuição da quantidade de lodo demonstraram que a quantidade total de sólidos presentes no licor foi 1150 mg.L^{-1} . Este valor está muito aquém ao encontrado em trabalhos semelhantes, como o de Cybis (2004) que mediu concentrações de até 2894 mg.L^{-1} de TSS no licor misto.

Essa redução da carga orgânica do reator pode estar associada a vários fatores. O primeiro parâmetro a influenciar a quantidade de matéria orgânica é o processo de desnitrificação. Segundo Jeyanayagan (2005) o processo de desnitrificação requer condições anóxicas e uma fonte de matéria orgânica biodegradável rapidamente (MOBR). A reação simplificada deste processo é dada pela equação seguinte:



O processo de desnitrificação é realizado por bactérias heterótrofas que utilizam a matéria orgânica como energia e fonte de carbono. Uma relação mínima de DBO_5/TKN de 3:1 é requerida no afluente do bio-reator para que aconteça uma boa desnitrificação. A relação aproximada de DBO_5/TKN observada neste trabalho é de 1,5:1, o que poderia indicar que as bactérias consomem a matéria orgânica do lodo ao longo dos ciclos, diminuindo com isso, a quantidade de lodo presente. Esta situação poderia também estar sendo agravada pela baixa carga orgânica do efluente a tratar, que não possui quantidade suficiente de matéria orgânica para repor aquela que foi consumida durante a desnitrificação.

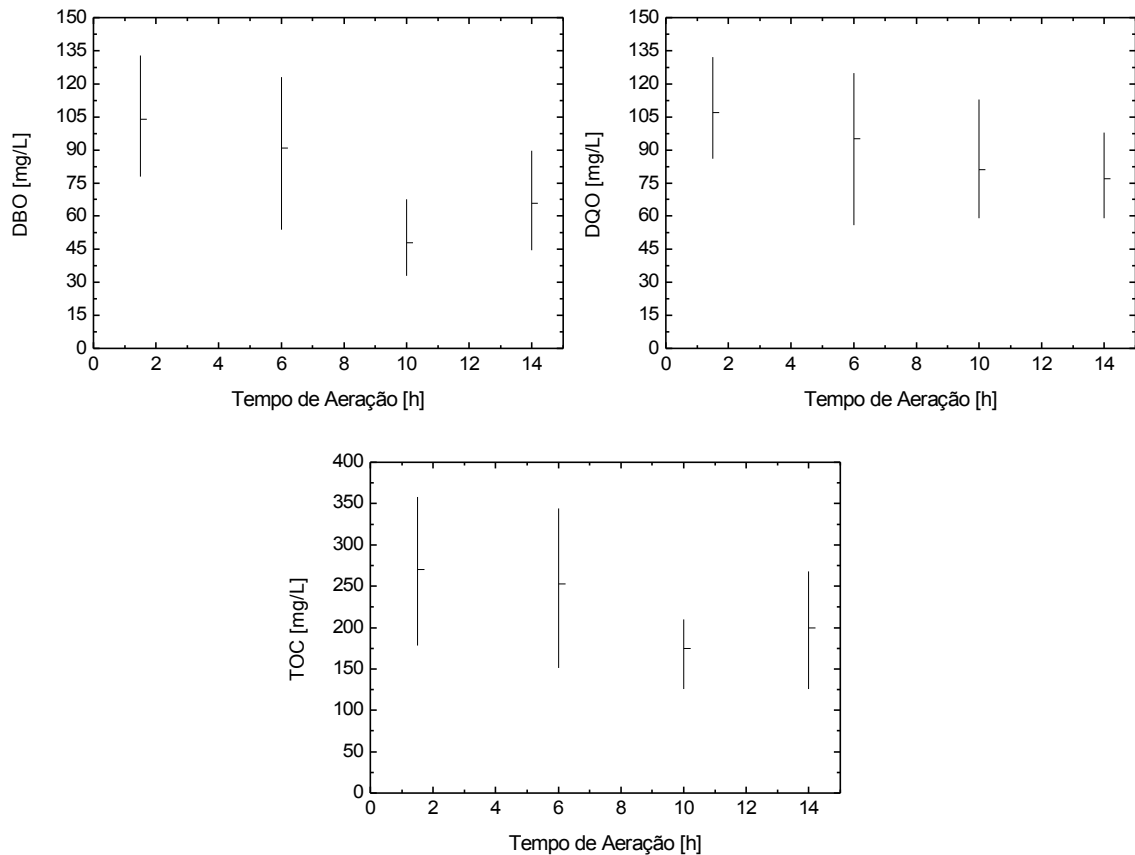


Figura 14: Variações dos valores de DQO, DBO e TOC em função do tempo de aeração, com tempo de decantação de 1 hora.

Fonte: o autor.

Outro fator a considerar é que a biomassa permanece no sistema de 15 a 20 dias. Segundo Von Sperling (2005), caso a biomassa permaneça no sistema por um período longo, com uma idade do lodo da ordem de 18-30 dias recebendo a mesma carga de DBO do esgoto bruto, haverá uma menor disponibilidade de alimentos para as bactérias. Como resultado, as bactérias, para sobreviver, passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente de suas células.

As Tabela 8 e 9 apresentam os resultados obtidos no monitoramento do tanque pulmão. Como já foi observado, o tanque pulmão tem por objetivo acumular o efluente gerado na residência. Uma vez que o efluente atinge nele um determinado nível, o sistema de controle eletrônico aciona o processo de tratamento. Outro objetivo do uso do tanque pulmão é prover condições aeróbias e/ou anaeróbias ao efluente, de modo que este sistema já introduza alguma modificação do efluente a

tratar. O monitoramento dos parâmetros foi realizado várias vezes ao longo deste trabalho.

Tabela 8: Valores obtidos no monitoramento do tanque pulmão em 12/04/2007.

Parâmetros	Bruto Alimentado	6 h Após Alimentação
DBO (mg.L ⁻¹)	150,7	116,2
DQO total (mg.L ⁻¹)	151,2	116,9
DQO dissol. (mg.L ⁻¹)	79,2	67,0
TOC (mg.L ⁻¹)	393	341
NH ₄ -N (mg.L ⁻¹)	51,8	79,0
NO ₃ -N (mg.L ⁻¹)	0,1	0,4
pH	8,3	8,20
TSS (mg.L ⁻¹)	81	38
Turbidez (NTU)	70	38
Temperatura (°C)	26,5	27,4

Fonte: o autor.

Os valores apresentados mostram que vários parâmetros são modificados ao longo de tempo de residência do efluente dentro do tanque pulmão. Dentre os parâmetros mais afetados se encontram o DBO, DQO e TOC. As reduções do material orgânico acontecem dentro deste tanque como consequência da condição anaeróbia que se estabelece dentro do mesmo após a sua carga, que digere parte da matéria orgânica do efluente bruto. O tanque pulmão tem capacidade para armazenar um total de 2.250 L de esgoto, sendo que o volume contido entre os sensores de níveis é de 1.500 L, que é um volume suficiente para a realização de três de operação do sistema Dessa forma, parte do efluente acumulado nele tem um tempo de residência de até 24h. Este tempo é suficiente para uma degradação anaeróbia dos compostos orgânicos presentes nele.

Tabela 9: Valores obtidos no monitoramento do tanque pulmão em 17/05/2007.

Parâmetros	Bruto Alimentado	3 h Após Alimentação	8 h Após Alimentação
DBO (mg.L ⁻¹)	138,9	95,9	89,6

DQO total (mg.L ⁻¹)	135,4	96	90
DQO dissol. (mg.L ⁻¹)	65	51,4	49,2
TOC (mg.L ⁻¹)	383	260	245
NH ₄ -N (mg.L ⁻¹)	32,5	33,6	30,8
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	48,2	42,3	41,8
NO ₃ -N (mg.L ⁻¹)	0,4	0,1	1,3
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	1,5	0,5	4,0
pH	8,4	8,3	8,3
TSS (mg.L ⁻¹)	72	60	59
Turbidez (NTU)	70	61	58

Fonte: o autor.

A Tabela 9 mostra que à medida que o tempo de residência do efluente no tanque pulmão aumenta os valores do DBO, DQO e TOC são reduzidos em 35%, 34% e 36% respectivamente. Essa redução também atinge o TSS, que apresenta uma redução de 18%.

Por outro lado, os componentes a base de nitrogênio sofrem pouca influência do tempo de estocagem no tanque pulmão (Tabela 9). As exigências de nutrientes dentro de um processo anaeróbio são muito menores do que as de um sistema aeróbio. Dessa forma, os compostos nitrogenados e o fósforo são pouco influenciados num processo anaeróbio.

Os valores de DBO, DQO e TOC analisados no efluente tratado, após filtração com filtro de areia e no efluente após a desinfecção com três lâmpadas de luz UV de 30 W cada uma estão apresentados na Figura 15. Os valores mostram que tanto o uso do filtro de areia quanto à desinfecção com luz UV modificam os valores destes parâmetros.

Quanto ao efluente do filtro de areia, a modificação dos parâmetros se justifica pela remoção de sólidos em suspensão presente no efluente descartado do tanque de aerobiose. Estes sólidos removidos devem estar compostos em sua maioria por sólidos biodegradáveis provenientes de material não sedimentado, que estariam colaborando para a formação destes parâmetros. Os valores de TOC apresentam reduções de 15% e 33% para os tempos de aeração de 1,5 e 3,0 h respectivamente.

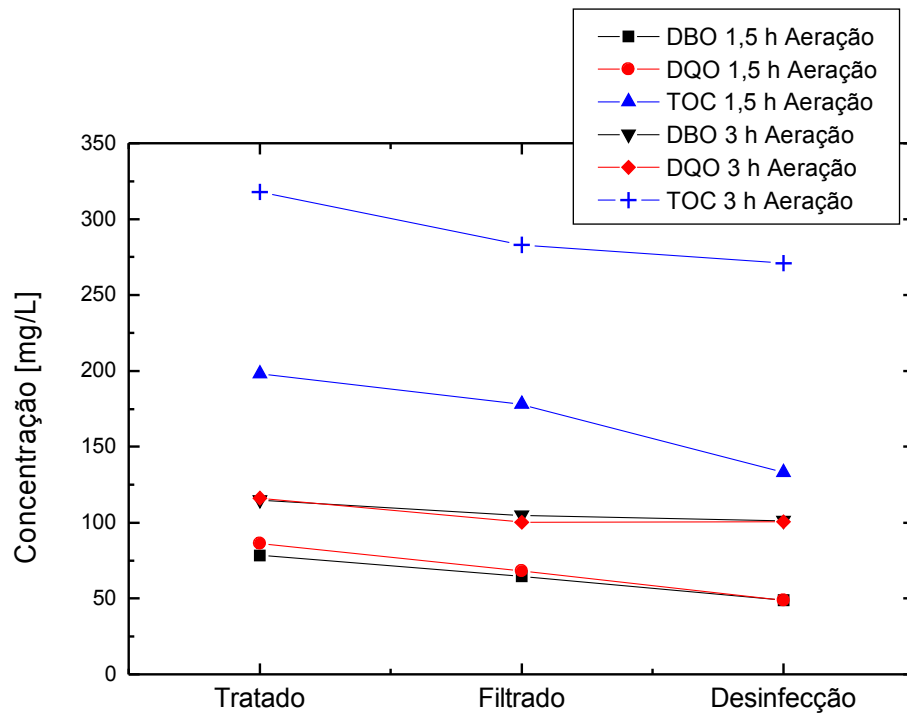


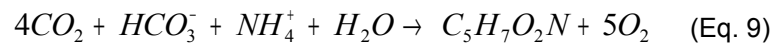
Figura 15: Valores de DBO, DQO e TOC analisados no efluente após as diferentes etapas de tratamento, com uma hora de decantação.

Fonte: o autor

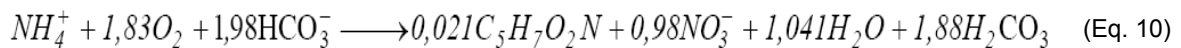
O mesmo efeito é causado pelas lâmpadas de luz UV no processo de desinfecção. Todos os parâmetros diminuem seus valores após a passagem do efluente pelos foto-reatores. Uma explicação para este comportamento é o fato de que a luz UV causa a morte de microorganismos e degrada compostos orgânicos, fazendo com que os parâmetros que caracterizam a matéria orgânica diminuam de valor. A luz UV elimina compostos orgânicos por rompimento direto de suas ligações orgânicas ou por meio da formação de compostos oxidantes tais como radicais hidroxilas.

A Figura 16 mostra os valores de nitrogênio amoniacal e nitrato para cada tempo de aeração. A partir das linhas de comportamento dessa figura observa-se que tanto a filtração quanto a desinfecção afetaram as concentrações do nitrogênio amoniacal ($NH_4^- - N$) para os dois tempos de aeração. Os efeitos foram mais enfáticos sobre o processo com 1,5 h de aeração. Neste caso, o tempo utilizado pode não ter sido suficiente para a oxidação da amônia e para que as bactérias formassem um lodo com boa capacidade de sedimentação, fazendo com que uma

maior quantidade de biomassa fosse removida com o efluente tratado. O efeito da filtração pode ser associado à remoção e passagem de sólidos em suspensão pelo material filtrante. Já a desinfecção pode estar removendo $NH_4^- - N$ por causa da oxidação do mesmo pelos oxidantes gerados pela luz UV. Esta oxidação pode estar acontecendo no íon dissolvido na água ou no composto absorvido em biomassa que é afetada pela radiação UV. Essa oxidação de nitrogênio amoniacal estaria se revertendo no aumento do NO_3-N mostrado na mesma figura. Metcalf e Eddy (1991) afirmam que uma parcela dos íons amônio $NH_4^- - N$ é assimilada na formação da biomassa, conforme a equação mostrada abaixo:



Dessa forma, a reação global de oxidação e síntese é representada pela seguinte equação:



Para os ensaios com 3 horas de aeração o processo forma uma biomassa que aglomera e sedimenta de uma forma mais eficiente, fazendo com isso que uma menor quantidade de sólidos ou biomassa seja removida com o efluente tratado descartado. Dessa forma, a filtração não influencia de forma considerável a concentração de $NH_4^- - N$.

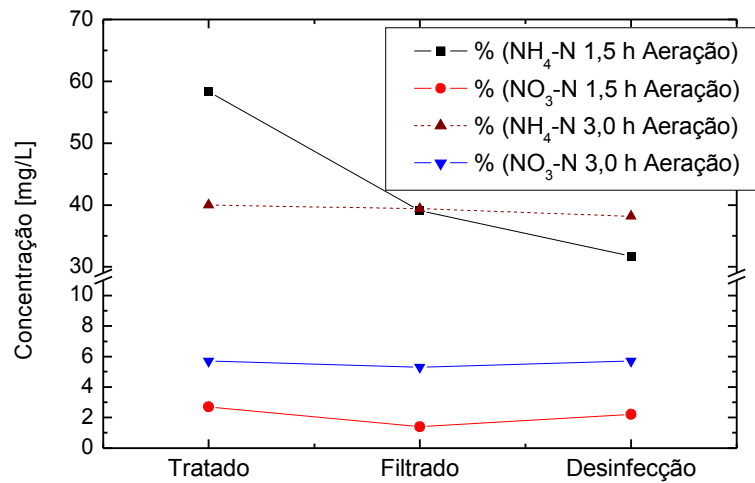


Figura 16: Comportamento do nitrogênio amoniacal e do nitrato nas diferentes etapas do tratamento e para cada tempo de aeração.
Fonte: o autor.

Os valores de turbidez e o TSS do efluente tratado filtrado e desinfetado, para os dois tempos de aeração, estão apresentados na Figura 7.

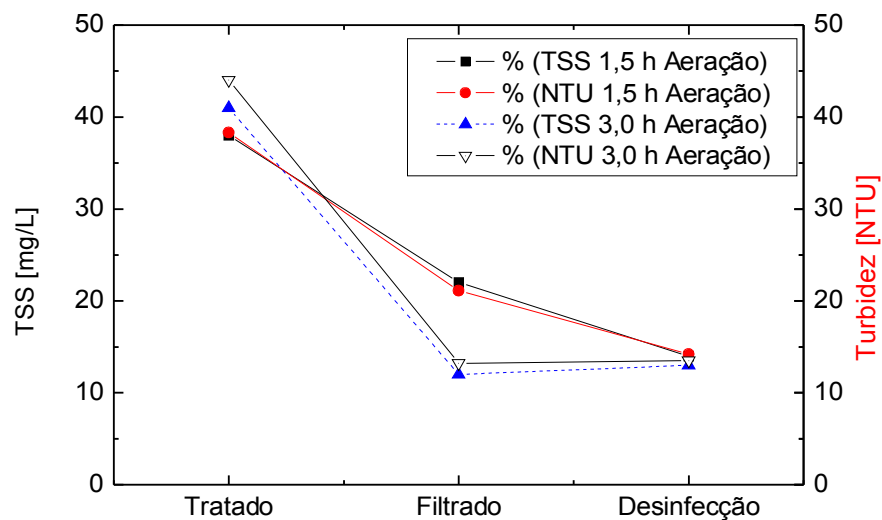


Figura 17: Comportamento do TSS e da Turbidez nas diferentes etapas do tratamento e para cada tempo de aeração.
Fonte: o autor.

A redução da turbidez e do TSS nos ensaios mostra que a filtração retém a biomassa arrastada com o efluente tratado descartado, o que reforça a teoria apresentada anteriormente para a diminuição dos outros parâmetros em função da remoção de sólidos na filtração. Mesma observação serve para justificar os efeitos da luz UV sobre os parâmetros mais acima citados.

A Figura 17 mostra que o comportamento dos valores de TSS e turbidez do efluente tratado são semelhantes para os dois tempos de aeração. Porém, avaliando o efeito do filtro de areia sobre o efluente tratado nos dois ensaios, há uma diferença marcante sobre esses dois parâmetros. Ao que parece o lodo formado no ensaio com 3 horas de aeração apresentaria um tamanho maior do que o gerado no ensaio com 1,5 h de aeração, o que faria com que o lodo do primeiro fosse retido pelo meio filtrante. Já o lodo do ensaio de 1,5 h de aeração, por ser mais fino, estaria passando com maior facilidade pelo meio filtrante, fazendo com que o TSS e a turbidez deste ensaio, após a filtração, fosse mais elevado do que nos ensaios com 3 h de aeração.

A densidade dos coliformes termotolerantes no esgoto bruto oscilou bastante. Na Tabela 10 se encontra resumida as contagens realizadas em diferentes épocas dos coliformes termotolerantes no efluente bruto.

Tabela 10: Variação da densidade de coliformes termotolerantes no efluente bruto.

	12/12/2006	27/03/2007	18/04/2007
NMP/100 mL⁻¹	350.000	1.100.000	>1.600.000

Fonte: o autor.

A Tabela 10 mostra que a quantidade de coliformes termotolerantes acompanha a variação da carga orgânica do efluente. Destaca-se que em todas as situações todas as análises acusaram elevadas densidades de coliformes termotolerantes.

O comportamento destes coliformes em cada etapa do tratamento está resumido na Figura 18. Os resultados apresentados a partir deste ponto foram obtidos em amostras retiradas do ensaio com 3 horas de aeração.

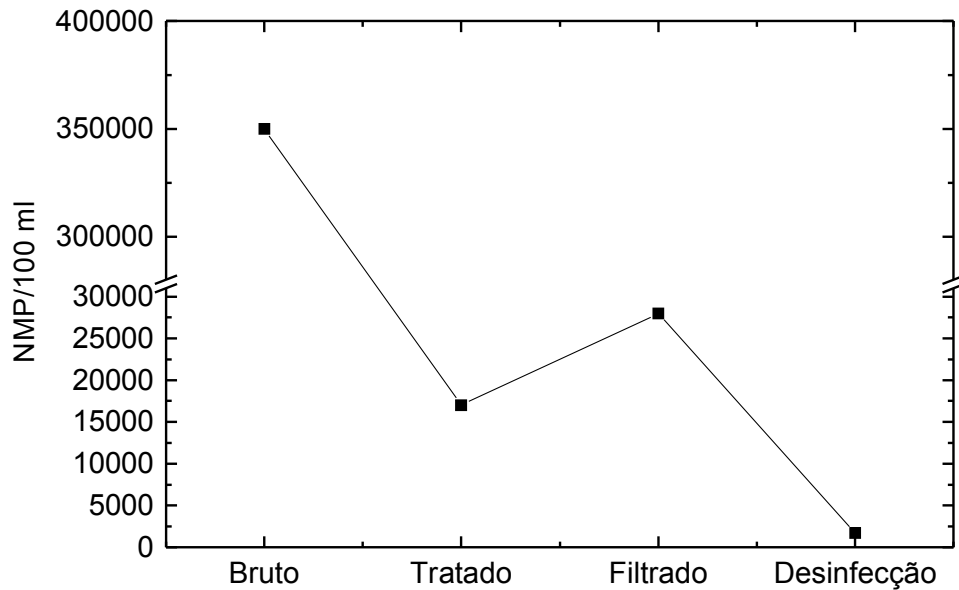


Figura 18: Comportamento dos coliformes termotolerantes nas diferentes etapas do tratamento.
Fonte: o autor.

A Figura 18 mostra que a remoção de matéria orgânica na etapa do lodo ativado é eficiente, uma vez que a densidade de coliformes termotolerantes no efluente tratado atinge o valor de 17000 NMP/100 mL⁻¹, o que representa uma redução de 95%. Este valor é, porém superior ao que estipula a legislação do RS pela Resolução 128/06 CONSEMA, que estipula um limite para coliformes fecais de 10.000 NMP/100 mL⁻¹ para a emissão em corpos hídricos.

A passagem deste efluente pelo filtro de areia mostrou um comportamento diferente, uma vez que a densidade de coliformes termotolerantes aumento para 28000 NMP/100 mL⁻¹. Este desempenho pode ser explicado pelo efeito de memória, que estaria sendo reportado no efluente deste ensaio no filtro de areia, fazendo com que a densidade de coliformes aumente. Após esta experiência, decidi se lavar o filtro de areia com uma solução de hipoclorito de sódio e re-lavagem com água deionizada para retirada do excesso de hipoclorito de sódios para evitar estes efeitos.

Porém, mesmo com a densidade de coliformes termotolerantes aumentada após a filtração, à desinfecção com luz UV se mostrou muito eficiente. O efluente analisado após a passagem pelos reatores de luz UV mostra uma densidade de

1700 NMP/100 mL⁻¹, o que representa uma remoção de 94% se comparado com o efluente após a filtração. A densidade obtida após a desinfecção se encontra abaixo da portaria acima citada Resolução 128/06 CONSEMA, para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

O comportamento dos óleos e graxas está apresentado na Figura 19. De acordo com os dados obtidos o lodo ativado remove totalmente a concentração destes compostos durante a aerobiose. O valor máximo permitido deste parâmetro na legislação do RS é de 30 mg.L⁻¹. Dessa forma, já o valor do efluente bruto se encontra abaixo deste padrão de lançamento.

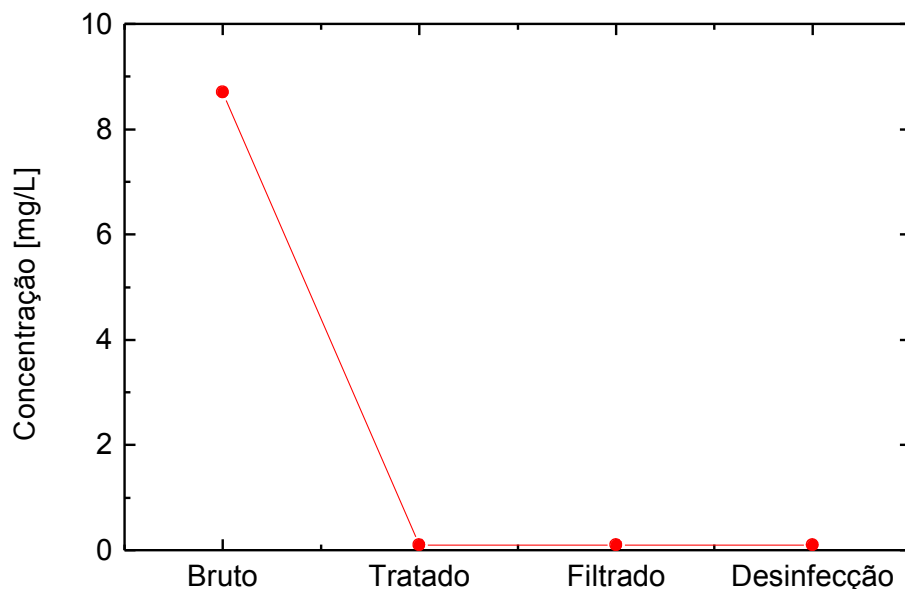


Figura 19: Comportamento dos óleos e graxas durante as etapas de tratamento.
Fonte: o autor.

Embora o fósforo e o potássio sejam considerados micro-nutrientes a maior preocupação recai sobre o primeiro, pois ele está associado à eutrofização de corpos de água. O potássio não possui padrão de lançamento definido. Já o fósforo é regulamentado pela resolução CONAMA 357/2005 e pela Resolução 128/06 CONSEMA, sendo o seu valor máximo de lançamento em efluentes líquido de 4 mg.L⁻¹ para vazões menores do que 100 m³/d.

Os comportamentos do fósforo e do potássio nestes ensaios mostraram-se parecido ao comportamento dos compostos de nitrogênio. Na Figura 20 se observa

que o fósforo é reduzido em 53% durante o tratamento no tanque aeróbio do processo. Este comportamento do fósforo se contrapõe ao observado por muitos pesquisadores, os quais sustentam que a remoção deste elemento só acontece em condições anaeróbias e sem a presença de nitrogênio. Arora et al. (1985) sugeriram estratégias diferentes de operação com a finalidade de atingir diferentes objetivos no que se refere à qualidade desejada do efluente (mas sem distinguir faixas de concentração). A nitrificação pode ser atingida por meio do aumento do tempo de duração da reação e pelo aumento da duração da fase de enchimento, enquanto a desnitrificação pode ser efetuada pelo aumento da duração da fase de sedimentação e o descarte, desde que a concentração de oxigênio dissolvido seja zero. A remoção de fósforo ocorrerá na ausência de nitrogênio oxidado e de oxigênio dissolvidos durante a etapa enchimento, quando a biomassa libera compostos que fósforo, posteriormente assimilados em excesso durante o período de reação (fase aerada) (ARORA et al. 1985).

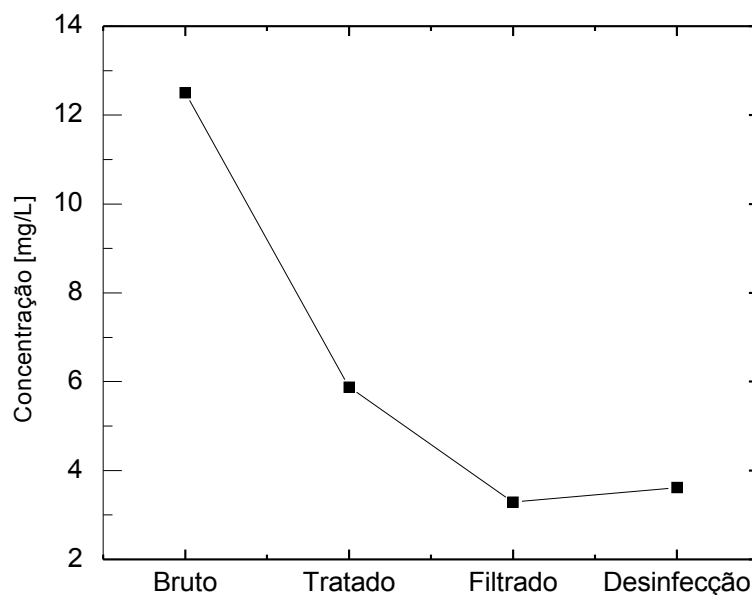


Figura 20: Comportamento do fósforo durante as etapas de tratamento.
Fonte: o autor

Sob condições anaeróbias, os organismos acumuladores de fósforo estocam (por assimilação) produtos da fermentação e na etapa aeróbia, os microorganismos utilizam esses substratos estocados e consomem o fósforo solúvel em quantidades

maiores do que o necessário para seu funcionamento. Esse consumo de fósforo é maximizado em concentrações de oxigênio dissolvido de 2 mg.L^{-1} . Portanto, para a remoção biológica de fósforo ocorrer, é necessário uma etapa anaeróbia inicial para a produção de reações apropriadas.

Outros pesquisadores como Lee et al. (2001) e Casellas et al (2001) sustentam que é possível a remoção biológica simultânea de fósforo e nitrogênio, onde o fósforo é removido numa etapa anóxica. Para que isso aconteça é preciso que haja condições alternadas anaeróbica-aeróbica-anóxica. Segundo estes pesquisadores quantidades significantes de organismos removedores de fósforo podem co-existir com organismos desnitrificantes. A fim de estimular o crescimento de organismos acumuladores de fosfato em um sistema de lodo ativado uma seqüência anaeróbia-aeróbia e a presença de ácidos graxos de cadeias curtas na fase anaeróbia são necessários. Sob condições anaeróbias os organismos acumuladores de fósforo usam a energia liberada a partir da hidrólise do fosfato intracelular para transportar os ácidos graxos através de suas membranas celulares e, produzir polihidroxitiratos (PHB) e polihidroxialcanatos (PHA). O fosfato é liberado em conexão com o acúmulo de matéria orgânica sob condições anaeróbia. Sob condições aeróbias os PHBs servem como fonte de energia para o crescimento celular e acúmulo de polifosfato. A acumulação de fósforo além do necessário para o crescimento normal das células é denominada de remoção biológica de fósforo aumentado.

Embora uma parte do fósforo seja consumida durante o processo, outra parte do mesmo é separada durante a filtração. Esta parte deve estar contida na biomassa removida com o efluente tratado, que não teve tempo de sedimentar durante a decantação. Dessa forma, esta biomassa estaria sendo retida no filtro de areia. Diferente do observado com os compostos de nitrogênio, o fósforo não é afetado pela desinfecção, mantendo a concentração analisada após a filtração. Após as etapas de tratamento o nível atingido pelo fósforo no efluente final está bem abaixo do limite estabelecido no RS para lançamento.

A Figura 21 apresenta a concentração de potássio analisada no efluente bruto, no efluente tratado, no filtrado e após a desinfecção.

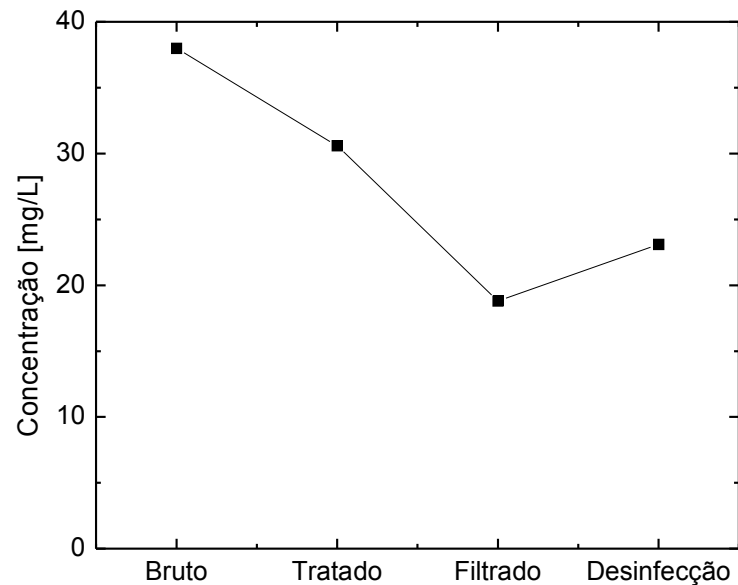


Figura 21: Comportamento do potássio durante as etapas de tratamento do efluente.
Fonte: o autor.

Embora este elemento não possua limite de lançamento, a sua redução é realizada, expressivamente entre a etapa anaeróbia e a filtração, o que comprova que parte deste elemento é consumido pela biomassa. Quando o efluente é passado pela desinfecção, acontece uma variação que pode estar associado a um erro de amostragem ou de análise.

4.2 Ensaio com 6 h de aeração e 2 h de decantação

Em função dos dados obtidos durante os testes com diferentes tempos de aeração optou-se pela otimização do sistema operando com um tempo de aeração de 6 h, tempo de sedimentação de 2 h e tempo de descarte de 20 minutos. Em todos os ensaios o carregamento do tanque de aerobiose era realizado sob aeração. Para evitar possíveis problemas de operacionalização que o filtro de areia poderia apresentar numa aplicação prática, foi decidido realizar uma série de testes sem o

filtro de areia, enviando o efluente tratado diretamente para a desinfecção direta com as lâmpadas de UV.

Na Figura 22 está apresentada a variação de DBO nas três etapas de tratamento aqui consideradas. Todos os valores apresentados aqui correspondem a uma média de 12 testes de 6 h de aeração, 2 horas de decantação e 20 minutos de descarte do efluente tratado.

Nesta Figura pode ser observado que a DBO apresenta uma redução média de 65,4% após as 6 horas de aeração, demonstrando de forma clara de que no processo aeróbico as bactérias consomem e/ou transformam compostos orgânicos em biomassa, reduzindo sua concentração no efluente tratado.

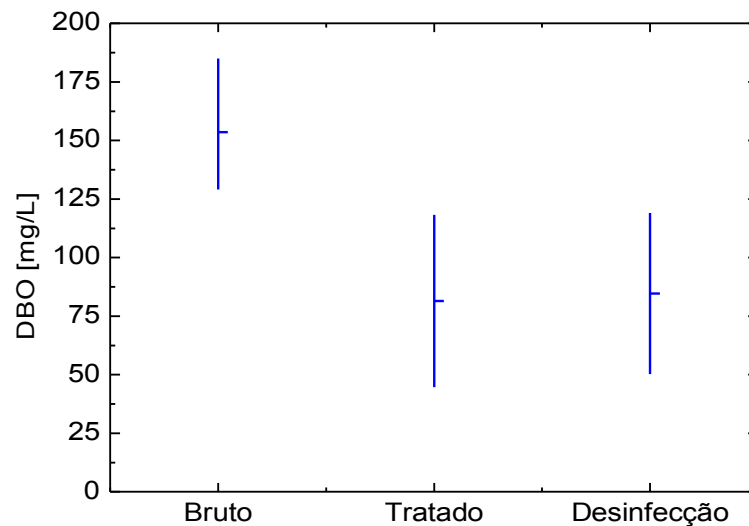


Figura 22: Variações do DBO nos três estágios de tratamento analisados.
Fonte: o autor.

O efluente tratado demonstra um pequeno aumento do seu valor médio após a passagem pelos reatores de luz UV. Esta pequena variação pode estar associada com a margem de precisão de 10% do método de análise utilizado pela sonda empregada.

Os valores médios de DBO obtidos durante o tratamento são inferiores aos valores de referências estabelecidos pela legislação do Estado do Rio Grande do Sul (Resolução 128/06 CONSEMA).

Por sua vez a DQO mostra um comportamento bastante semelhante ao observado anteriormente. Na Figura 23 está apresentado o comportamento deste parâmetro durante o tratamento. Os valores correspondem a um média de 12 determinações.

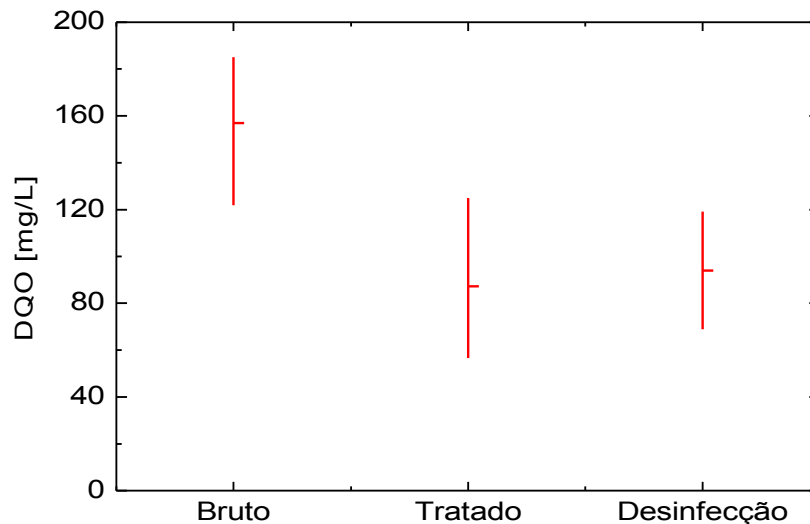


Figura 23: Comportamento do DQO total durante o tratamento.
Fonte: o autor

Na Figura 22 pode ser observado que a DQO também apresenta uma redução média de 45% após o tratamento aeróbio. Os valores de DQO total que variam após o tratamento com a luz UV durante a desinfecção estão dentro da margem de erro das medições com as sondas. Esta redução da DQO mostra que em torno de 50% do carbono orgânico presente no efluente se encontra na forma de carbono biodegradável. Os 50% restante se encontraria na forma de matéria carbonosa inerte ou não processada biologicamente. A remoção elevada de DQO em sistema de lodos ativados está ligada ao metabolismo bacteriano, uma vez que um terço da matéria orgânica afluenta é oxidado e dois terços são incorporados ao lodo (MARAIS e EKAMA, 1976).

A remoção da matéria orgânica é confirmada pelos valores do COT apresentados na Figura 24.

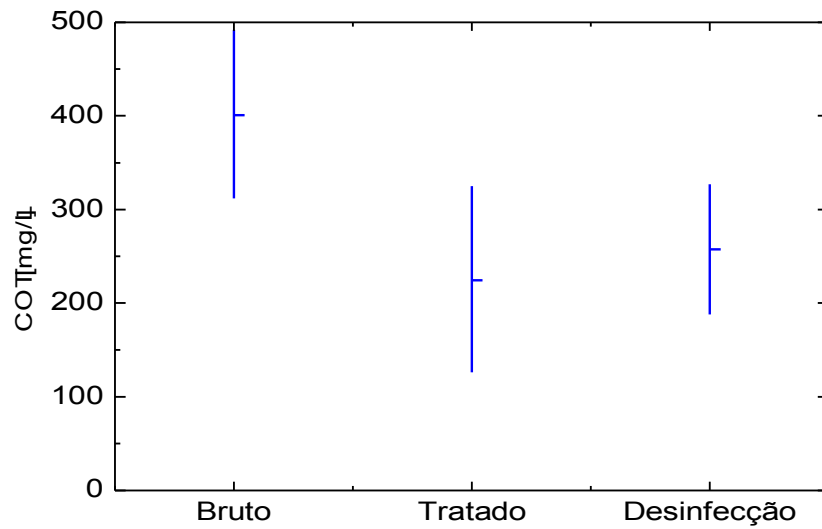


Figura 24: Valores de COT analisados nas diferentes etapas do tratamento. Fonte: o autor.

O comportamento observado pelo composto $\text{NH}_4\text{-N}$ é o mesmo já detalhado anteriormente. A concentração deste composto no efluente decresce em 81,84% após o tratamento aeróbio, como pode ser observado na Figura 25.

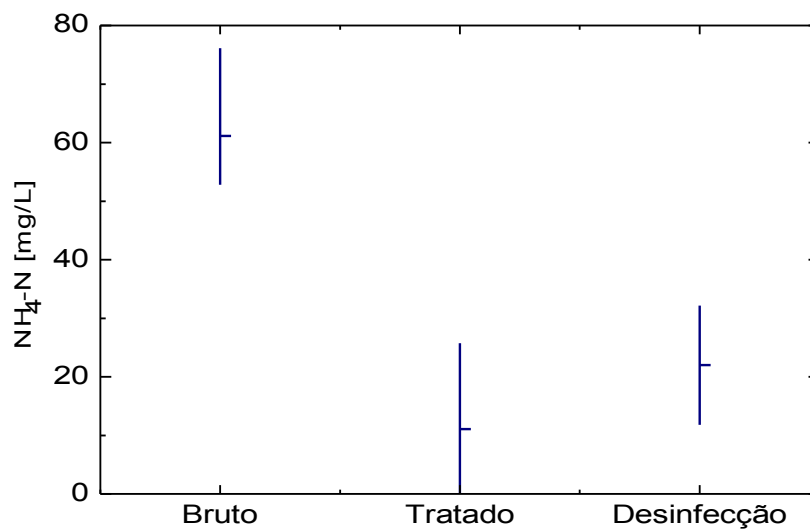


Figura 25: Comportamento do $\text{NH}_4\text{-N}$ durante as etapas de tratamento. Fonte: o autor.

A concentração atingida pelo nitrogênio amoniacal no efluente tratado se encontra abaixo dos padrões de lançamento permitidos no RS. É interessante ressaltar neste ponto que os maiores valores de $\text{NH}_4\text{-N}$ analisados no efluente tratado foram medidos em épocas de temperaturas abaixo dos $20\text{ }^\circ\text{C}$. Isso mostra que a taxa de remoção do $\text{NH}_4\text{-N}$, por meio da nitrificação e desnitrificação, se vê fortemente influenciada pela temperatura, sendo que o mesmo é beneficiado por temperaturas mais elevadas.

A redução do $\text{NH}_4\text{-N}$ no efluente tratado mostra que o mesmo é oxidado no processo aeróbio, vide equação 9 e 10 transformando-o provavelmente em nitrogênio nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$. Dessa forma o processo aeróbio transforma o $\text{NH}_4\text{-N}$ em produtos de fácil remoção no efluente. O aumento da concentração deste composto após a desinfecção pode ser explicada pelo efeito da luz UV sobre a biomassa. Como o nitrogênio é um nutriente, os microrganismos presentes nos tratamentos assimilam o nitrogênio amoniacal e o incorporam em massa celular. Parte deste nitrogênio irá retornar à água residuária devido à morte e lise celular, que pode ser causada pela luz UV ou pelos oxidantes que a mesma gera na água Metcalf e Eddy (1991). A transformação de $\text{NH}_4\text{-N}$ em $\text{NO}_3\text{-N}$ é confirmada na Figura 26.

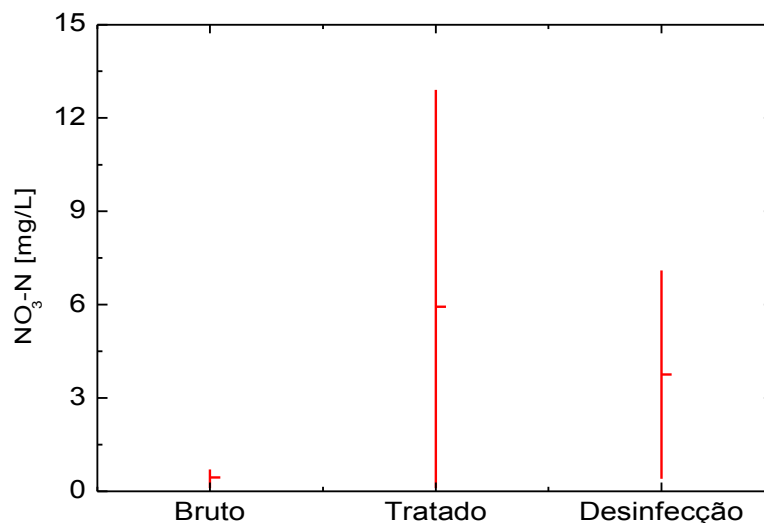


Figura 26: Comportamento do $\text{NO}_3\text{-N}$ durante o tratamento.
Fonte: o autor.

O valor do $\text{NO}_3\text{-N}$ no efluente bruto variou entre 0,1 e 0,5. Já no efluente tratado a sua concentração media final foi de 6 mg.L^{-1} , atingindo valores de até $12,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Este composto é formado durante a oxidação do $\text{NH}_4\text{-N}$ na etapa aeróbia. Quando o processo entra na etapa de decantação, cuja duração é de 2 horas, o processo passa para uma etapa anóxica (OD próximo de 0 mg.L^{-1} após 30 minutos de decantação), onde as bactérias se encarregam de consumir o oxigênio presente na fórmula do $\text{NO}_3\text{-N}$ nos filmes biológicos, fazendo com que o Nitrogênio seja reduzido a gás, desprendido e separado do efluente. Os valores de nitrogênio nitrato analisados ainda após a desinfecção mostram que o mesmo não foi removido totalmente na etapa anóxica do processo.

Na Figura 27 está apresentado o comportamento do TSS durante as etapas do processo. Cabe lembrar aqui novamente que o efluente bruto utilizado apresentava variações significativas na sua concentração, principalmente após os finais de semana, onde a atividade na Universidade era reduzida.

Mesmo com grandes variações do efluente bruto, o TSS apresentou uma redução média de 66,6% após o processo aeróbio.

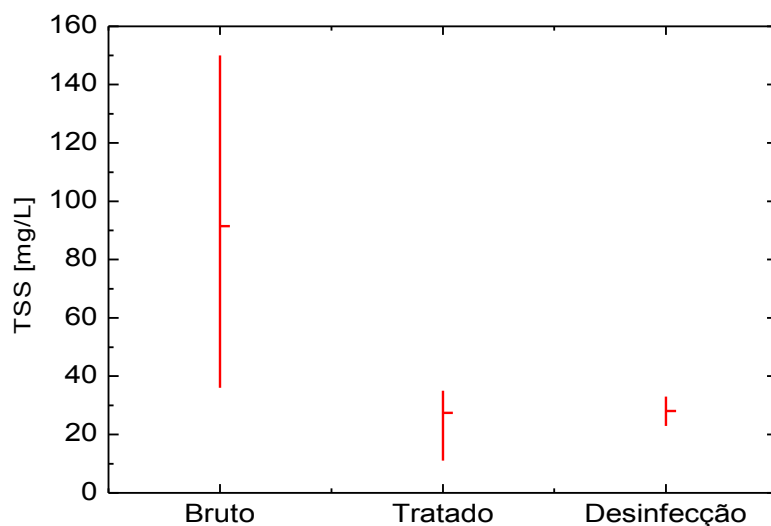


Figura 27: Variação dos valores de TSS nas etapas de tratamento.
Fonte: o autor.

Segundo Cybis et al. (2004) a capacidade de adsorção e sedimentação do lodo no reator seqüencial em batelada é preponderante na remoção de material sólido.

De acordo com Dold et al. apud Cybis et al. (2004) as partículas sólidas orgânicas adsorvidas são armazenadas e hidrolisadas. Por sua vez, os compostos liberados após a hidrólise são metabolizados pela biomassa presente no reator. Os sólidos inertes adsorvidos ao lodo são removidos do reator através do descarte do lodo. Após as fases de reação aeróbia e anóxica, a separação sólido-líquido se aproxima das condições ideais em função do comportamento hidráulico do reator, contribuindo para o aumento da eficiência na remoção de material particulado. As médias das concentrações de sólidos suspensos totais (Figura 27) indicam que a maior fração de sólidos no efluente está na forma solúvel e são facilmente transformados em biomassa (lodo), que os separa do líquido durante a decantação. Isso também explicaria o comportamento da turbidez, mostrada na Figura .

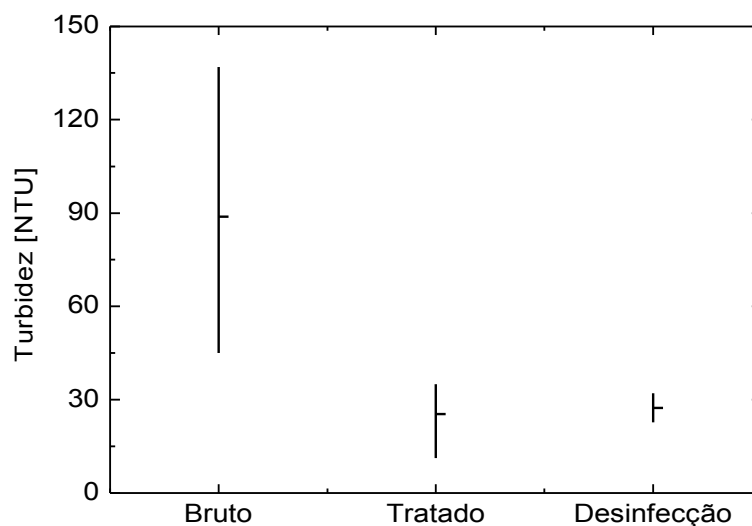


Figura 28: Variação da turbidez nas três etapas de tratamento.
Fonte: o autor.

Assim como já tinha sido descrito na Figura 12, os dados da Figura 29 revelam redução na alcalinidade total entre o esgoto bruto e o efluente tratado do RSB, em decorrência da redução do pH do tratado. Este cenário justifica a ocorrência de nitrificação durante a aeração, uma vez que a alcalinidade consumida na oxidação da amônia não é totalmente recuperada na desnitrificação ao longo da fase anóxica. Logo, percebe-se que parte da remoção de nitrogênio pode ser atribuída a desnitrificação.

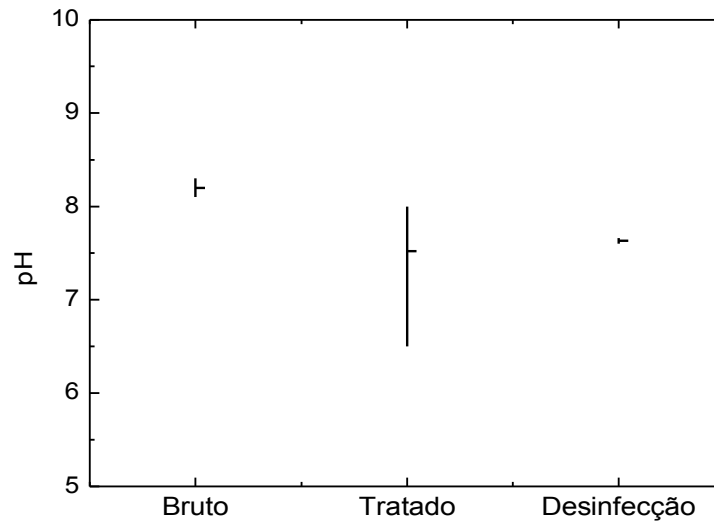


Figura 29: Comportamento do pH durante as três etapas de tratamento.
Fonte: o autor.

4.3 Monitoramento do ciclo de aeração e decantação

Para entender de forma mais clara o comportamento do tanque aeróbio deste reator, foi realizado um monitoramento de 8,0 h de todo o processo que ocorre neste tanque, desde a etapa de carregamento até o descarte do efluente. As Figuras que serão apresentadas a seguir foram divididas em três partes, cada uma delas representando uma etapa do processo que acontece dentro do tanque de aeração. A etapa I representa a aeração, a etapa II a decantação ou etapa anóxica e a III o valor medido no efluente descartado.

A Figura 30 mostra o comportamento do DBO ao longo das oito horas de processo.

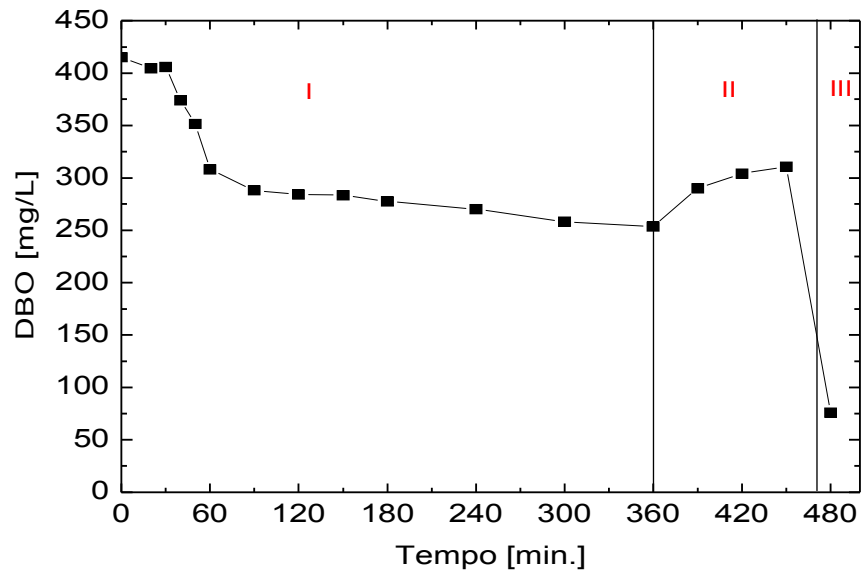


Figura 30: Comportamento da DBO no tanque de aeração durante 8 h de tratamento.
Fonte: o autor.

Esta Figura mostra que na primeira hora de tratamento durante a etapa I de aeração há uma redução de 25% do valor de DBO, a partir da qual esta redução se torna mais lenta até a sexta hora de tratamento biológico. A primeira parte do processo estaria representando o consumo de matéria orgânica mais facilmente biodegradável, cuja cinética de degradação é mais rápida do que o resto da matéria orgânica remanescente. Durante a segunda etapa do processo (etapa de decantação onde se estabelece condição anóxica) há um pequeno aumento da DBO novamente. Este aumento poderia estar associado ao acúmulo de material depositado sobre as lentes do sensor, que utiliza um processo ótico de leitura, fazendo com que o valor do DBO aumente. O valor de DBO do efluente tratado, mostrado na terceira etapa da Figura 30, mostra uma redução de 81% se comparado com o efluente bruto. Isso demonstra a versatilidade e a eficiência do reator aqui proposto.

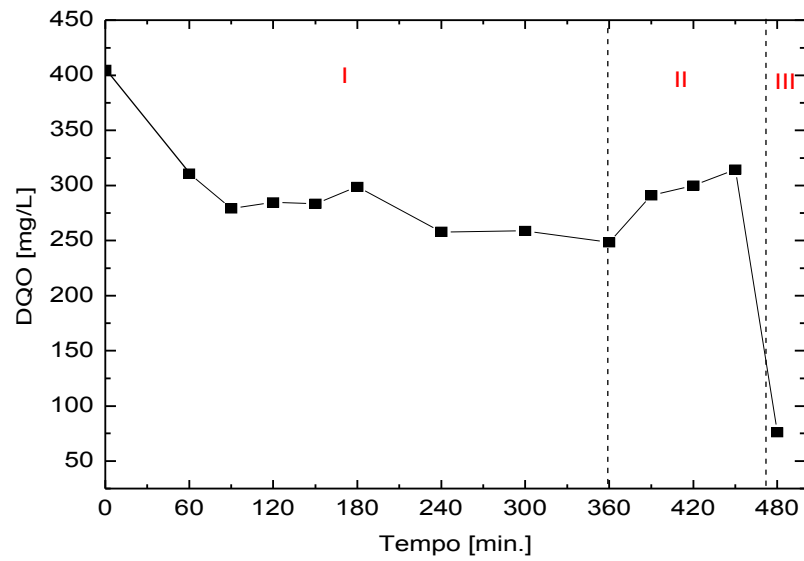


Figura 31: Variação da DQO ao longo do tratamento no tanque de aeração.
Fonte: o autor.

As variações do DQO e do COT, apresentadas nas Figuras 31 e 32, mostram um comportamento semelhante ao da DBO mostrada na Figura .

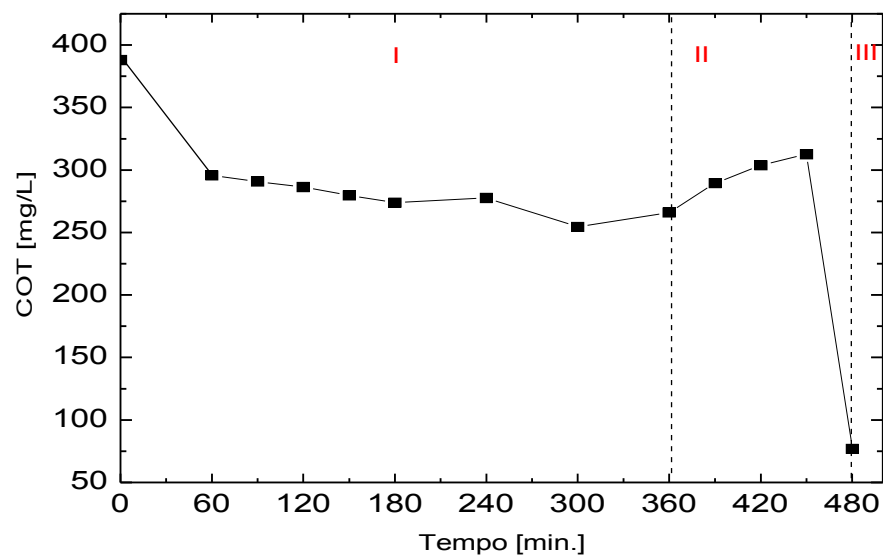


Figura 32: Comportamento do COT durante as 8 horas do tratamento.
Fonte: o autor.

Os compostos de nitrogênio mostram um comportamento bastante interessante no que diz respeito a sua transformação. A Figura 33 apresenta os valores de $\text{NH}_4\text{-N}$ medidos ao longo das oito horas de monitoramento do tanque de aeração. A Figura mostra que o valor do nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) aumenta na primeira hora de tratamento de $59,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para $69,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Este aumento inicial pode ser relacionado à transformação de nitrogênio orgânico para $\text{NH}_4\text{-N}$ durante esta primeira etapa do processo. A partir desse aumento ocorre uma lenta mais clara diminuição da concentração do $\text{NH}_4\text{-N}$ no efluente, atingindo uma redução de 86% após 6 h de aeração. Esta curva mostra claramente que a oxidação do $\text{NH}_4\text{-N}$ em $\text{NO}_3\text{-N}$ é um processo lento, especialmente a temperatura baixa, característica do inverno gaúcho. Durante a etapa anóxica de decantação (etapa II) o seu valor permanece constante durante as duas horas, demonstrando com isso que nestas condições não ocorre nenhuma transformação e/ou oxidação de $\text{NH}_4\text{-N}$ em qualquer outro composto.

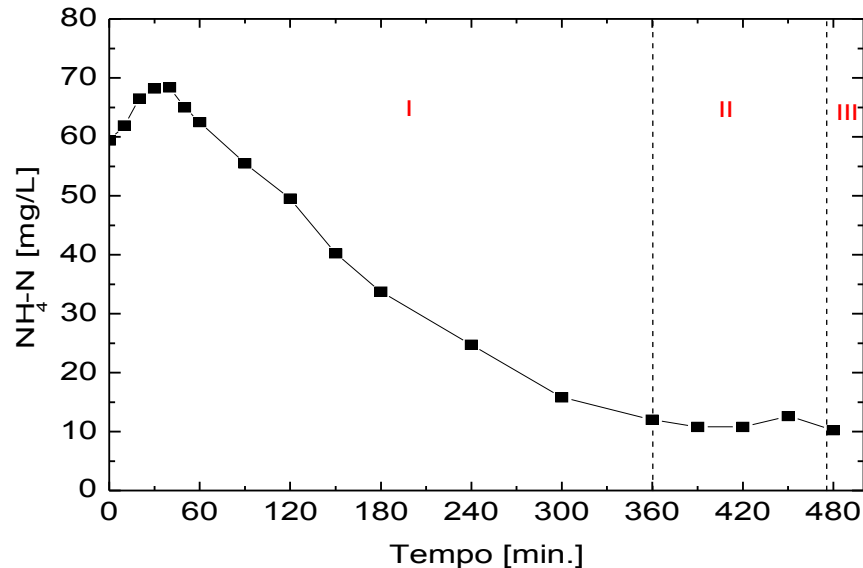


Figura 33: Comportamento da oxidação do nitrogênio amoniacal $\text{NH}_4\text{-N}$.
Fonte: o autor.

A Figura 34 mostra a variação da temperatura no reator de aeração durante as oito horas de monitoramento.

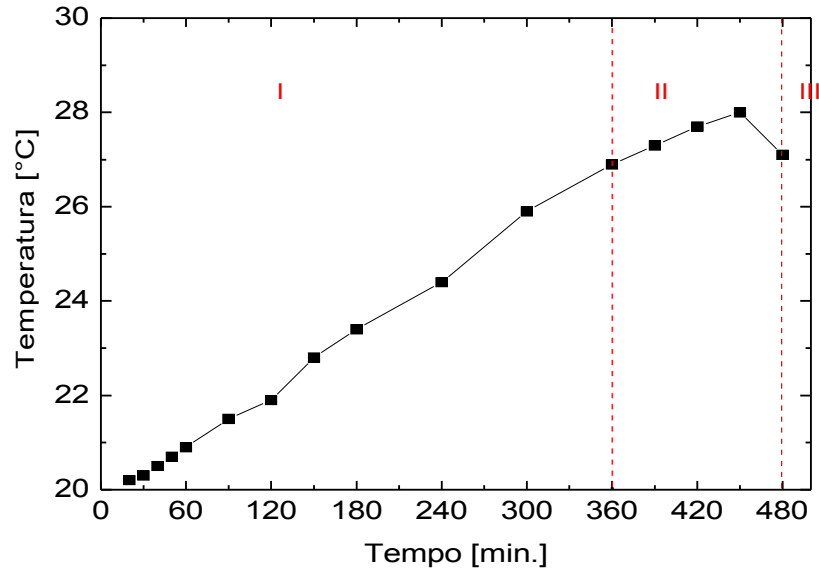


Figura 34: Variação da temperatura do efluente no tanque de aeração durante o tratamento.
Fonte: o autor.

A Figura 34 mostra que a temperatura apresenta um aumento de 8 °C durante o processo, passando de 20 °C (efluente bruto) para 28 °C (efluente tratado e descartado). Este aumento de temperatura pode estar associado às trocas térmicas entre a tubulação, bomba e o efluente.

CONCLUSÕES

O uso de um reator compartimentado para remoção de carga orgânica e de nutrientes a partir de efluentes urbanos foi pesquisado neste trabalho. Para isto, um reator de dois compartimentos foi utilizado, utilizando como matéria prima o efluente coletado no tanque de equalização da ETE da UNISC. O primeiro compartimento serve de tanque pulmão e mantém o efluente em condições anaeróbias. O efluente deste compartimento é bombeado até o segundo reator que funciona como um reator seqüencial em batelada aeróbio. Neste segundo reator o efluente é tratado por meio de anaerobiose durante seis horas para eliminação da sua carga orgânica, após a qual o efluente é deixado sedimentar por duas horas. Este mesmo reator provê condições anóxicas durante a etapa de sedimentação da aerobiose e permite, com isso, a remoção de compostos de nitrogênio. Todo o sistema de operação do reator é controlado por sistema eletrônico que permite a modificação e controle das condições de operação do sistema. Os resultados obtidos permitem concluir:

- As variações do regime hidráulico, causadas pela oscilação da população que freqüenta o campus da Universidade, fizeram com que as características do efluente variassem de forma considerável. O esgoto utilizado apresentou uma carga orgânica baixa (DBO_5 entre 190 e 280) e elevado teor de composto de nitrogênio (até 110 mg.L^{-1} de nitrogênio total e 80 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal).
- A adoção de um sistema eletrônico de controle, baseado num CLP (Comando Lógico Programável), IHM (Interface Homem Máquina), sensores eletrônicos de nível e válvulas solenóides foi determinante para o sucesso no monitoramento do processo e de suas adaptações como ajustes dos tempos de reações, de sedimentação e de descarga.
- O monitoramento do tanque pulmão do reator demonstrou que este atua como um reator anaeróbio. O líquido ali depositado ficava retido até 18

horas, fazendo com que as condições anaeróbias do mesmo reduzissem em aproximadamente 35% a DBO₅, DQO, TOC e em 18% o TSS do efluente. Acredita-se também que esta condição anaeróbia foi um fator importante para a transformação do fosfato contido no esgoto em outros compostos deste elemento (ortofosfato, por exemplo) o que facilitou a absorção e remoção do mesmo na etapa aeróbia. Embora tenha promovido uma modificação química de alguns compostos, os nutrientes não sofreram nenhuma redução de suas concentrações nesta etapa anaeróbia.

- O sistema de aeração utilizado mostrou uma elevada eficiência fazendo com que o OD ficasse em torno de 6,0 a 6,5 mg.L⁻¹ em todos os ensaios realizados. O uso de um sistema de circulação do efluente dentro do próprio tanque de aeração acarretou um aumento da temperatura do efluente em no mínimo 6 °C.
- Os ensaios preliminares mostraram que o tempo de aeração/reação é o principal fator para a remoção da matéria orgânica e dos nutrientes. Assim, a DBO₅, a DQO e o COT do efluente diminuiram até atingir um valor limite com seis horas de aeração. O aumento deste tempo de aeração não acarretou nenhuma mudança a mais nas concentrações destes elementos. Após 6 horas de aeração foi observada uma redução de no mínimo 40% do conteúdo do efluente. Os resultados mostram que na primeira hora da etapa de aeração ocorre uma redução de 25% do valor de DBO₅, o que representa o consumo da matéria orgânica facilmente biodegradável, tornando-se mais lenta até a sexta hora do tratamento biológico. A remoção da DBO no sistema aeróbio está ligada ao metabolismo bacteriano sendo que um terço de matéria orgânica é oxidado e dois terços são incorporados ao lodo.
- A eliminação dos componentes a base de nitrogênio mostraram também uma dependência do tempo de tratamento. Na primeira hora de aeração observou-se um aumento do nitrogênio amoniacal, após o qual a sua concentração diminuiu. Isso seria em decorrência da transformação do nitrogênio orgânico para amoniacal durante esta etapa. Durante as cinco horas restantes de aeração foi observada a transformação de nitrogênio amoniacal NH₄-N em nitrogênio nitrato NO₃-N. Assim as concentrações de NH₄-N passaram de 70 mg.L⁻¹ para 1-5 mg.L⁻¹ após seis horas de aeração.

Concomitantemente foi observado o aumento da concentração de nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$ de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ até 30 mg.L^{-1} no mesmo período. Conclui-se, portanto, que a redução da alcalinidade total no RSB justifica a ocorrência de nitrificação durante a aeração, uma vez que é visível que a alcalinidade consumida na oxidação da amônia que não é totalmente recuperada na desnitrificação da fase anóxica promovendo remoção de nitrogênio.

- A remoção do nitrogênio nitrato $\text{NO}_3\text{-N}$ do sistema mostrou também uma dependência do tempo de sedimentação. Assim, a remoção atingiu um valor máximo após 2 horas de sedimentação. Neste período, o OD do lodo biológico, gerado durante o tratamento biológico, diminuiu até $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ após 30 minutos de decantação, chegando a zero após uma hora. Esta diminuição do OD criou uma condição anóxica, que promoveu a desnitrificação do efluente, pois as bactérias passam a utilizar o oxigênio contido no $\text{NO}_3\text{-N}$ como fonte de oxigênio. O tempo de sedimentação de duas horas permitiu a decantação da massa biológica formada dentro do reator de forma eficiente, reduzindo o TSS deste compartimento para $20\text{-}30 \text{ mg.L}^{-1}$. Durante esta desnitrificação observou o aumento do pH, o que estaria apoiando a idéia de que a desnitrificação ocorreu realmente nesta etapa anóxica
- A utilização de um filtro de areia para a filtração do efluente descartado do tanque de aerobiose permitiu a eliminação de sólidos não sedimentados na etapa de decantação. A remoção destes sólidos em suspensão pelo filtro acarretou a diminuição de nutrientes como fósforo e potássio. Porém, o seu efeito sobre os coliformes termotolerantes foi o inverso, aumentando a presença destes no efluente filtrado. Esse comportamento se deve a que o filtro acumulou matéria orgânica durante as outras filtrações (conseqüentemente coliformes termotolerantes) que eram arrastados com o efluente filtrado.
- O uso de um sistema de desinfecção por meio de luz UV se mostrou eficaz na eliminação dos coliformes termotolerantes. A contagem final destes após a desinfecção chegou a valores de $1700 \text{ NMP}/100 \text{ mL}^{-1}$ após passagem por 3 reatores de UV com lâmpadas de 30 W cada um. A desinfecção gerou também resultados no mínimo intrigantes. Para os compostos nitrogenados apesar dos parâmetros declinarem após a

passagem do efluente pelos foto-reatores houve oscilações por prováveis erros de leitura dos sensores ou na manipulação dos dados, que fica dentro da faixa dos 10% prevista pelo fabricante.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- O estudo do potencial que o sistema poderia atingir, e a escala que melhor se adequaria ao seu desempenho otimizado.
- Considerar os resultados do sistema, tratando efluente com uma alta carga orgânica.
- Desenvolvimento tecnológico do sistema de controle lógico.
- Aprofundar a análise do efeito da nitrificação e desnitrificação simultâneas, os microorganismos envolvidos e suas reações.
- Aperfeiçoar a filtragem a ponto de evitar os efeitos constatados neste trabalho.

REFERÊNCIAS

ABELING, U.; SEYFRIED, C. F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater - Nitrogen removal via nitrite. *Water Science and Technology*, Oxford, 1992.

AIVASIDIS A. et al. NEUERE KONZEPTE ZUR PROZESSÜBERWACHUNG und -regelung bei der biologischen Stickstoffelimination. *Abwassertechnik*, [S.l.], v. 5, p. 48-55, 1992.

AKIN, B. S.; UGURLU, A. *Monitoring and control of biological nutrient removal in a Sequencing Batch Reactor*. *Process Biochem* Ankara: [s.n.], 40, p. 2873-2878, jan. 2005.

ALLEMAN, J. E.; IRVINE, R. L. Storage-induced denitrification using sequencing batch reactor operation. *Water Research*, New York, 1988.

AMBIO - Atividades Projetos de RSB. Disponível em: <<http://www.webspace.com.br/ambio>>. Acesso em: 18 ago. 2003.

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). *Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residuals*. New York, [s.n.], 1996. 294 p.

ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; ROGAZZI, M. On-line control of a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater. *Water Sci Technol*, 43 (3), p. 93-100, 2001.

ANTHONISEN, A. C. et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut Control Fed*, [S.l.], 48 (5), p. 835-852, 1976.

ARDEN, LOCKETT, Versão original do sistema de lodos ativados em batelada. [S.l.: s.n.], 1914.

ARORA, M. L.; BARTH, E. F.; UMPHRES, M. B. Technology evaluation of sequencing batch reactors. *J. Water Pollution Control Federation*, [S.l.], 1985.

BARBOSA, S. A. *Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de Efluente de Tanque Séptico*. 2006. 207 f. Dissertação (Programa de Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BARBOSA, S. A., SANTOS, D. C., NOLASCO, N. A. *Avaliação do Desempenho do Sistema Tanque Séptico e Biofiltro Aerado Submerso no Tratamento de Esgoto Sintético*. [S.l.: s.n.], 2004.

BAUNGARTEN, M. Z.; POZZA, S. A. *Qualidade de Águas*. Descrição de parâmetros físico-químicos referidos na legislação ambiental. Rio Grande: Editora da FURG, 2001, 166 p.

BERNARDES, R. S.; KLAPWIJK, A. Biological nutrient removal in SBR treating domestic wastewater. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TECHNOLOGY TRANSFER. IAWQ . Salvador: [s.n.], p. 63-77, 1995.

BERNARDES, R. S. et al. Modelling respiration rate and nitrate removal in a nitrifying-denitrifying SBR treating domestic wastewater. *Bioresource Technology*, [s.n.], v. 67, p. 177-189, 1999.

BRAGA, B. et al. *Introdução a Engenharia Ambiental*. Pearson Prentice Hall: São Paulo, 2002.

BRENNER, A. Use of computers for process and design analysis and control: sequencial batch reactor application. *Water Science Technology*, [S.l.], 1997.

CASELLAS M.; DAGOT C.; BAUDU M. Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal. [S.l.: s.n.], 2006.

_____. Strategies d'élimination de l'azote d'un effluent urbain dans un reacteur discontinu sequentiel (SBR). *Revue des Sciences de l'Eau*, [S.l.], v.15, p.749-765, 2002.

CASELLAS, M. et al. Use of image analysis and rheological studies for the control of settleability of filamentous bacteria: application in SBR reactor. *Water Science Technology*, [S.l.], v. 43, p. 27-33, 2001.

CASTELLÓ, E. et al. Optimización del funcionamiento de un SBR para la remoción de matéria orgánica y nutrientes. In: XXVIII CONGRESO INTERMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL "Gestión Inteligente de los Recursos Naturales, Desarrollo y Salud". *Anais...* Cancún, México: [s.n.], p. 27-31, out. 2002.

CHOI, E; OA, S.-W; LEE J.-J. Nightsoil treatment plant converted into a sequencing batch reactor to improve removal of pollutants and nutrients. *Water Science Technology*, [S.I.], v. 35, p. 233-240, 1997.

CONAMA. *Conselho Nacional do Meio Ambiente*. Resolução n. 357, de 18 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mmagov.br/port/CONAMA/res/res357/res35705.html>>. Acesso em: 5 out. 2006.

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. *Small and decentralized wastewater management systems*. Boston: Ed. McGraw-Hill, 1998. 1084 p.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS A. V.; GEHLING, G. R. *Eficiência do reator seqüencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa*. [S.I.: s.n.], 2004.

CYBIS, L. F.; PICKBRENNER, K. Uso de RSB em escala piloto para pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio. *Coletânea de Trabalhos Técnicos*. Belo Horizonte, v. 2, p. 193-202, 2003.

_____. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. *Coletânea de Trabalhos Técnicos*, Belo Horizonte, v.1, p. 157-164, 2000.

CYBIS, L. F.; HORAN, N. J. Uso do pH, redox e O.D. para o controle da nitrificação e desnitrificação em reatores seqüenciais em batelada (RSB). In: XVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, *Anais....* Salvador: ABES, 1995.

_____. Protozan and metazoan population in sequencing batch reactors operated for nitrification. *Water Science Technology*, [S.I.], v. 35, n. 1, p. 137-144, 1997.

DENNIS R. W., IRVINE R. L., *J. WPCF*, 51, 255, 1979.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. Kinetics of Sequential Nitrification and Denitrification Process. *Enzyme and Microbial Technology*, n. 27, p. 37-42, 2000.

DOLD, P. L.; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. R.; A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.*, [S.I.], v. 12, p. 47-77, 1980.

DORNELLAS, J. C.; FIGUEIREDO, R. F. Lodos ativados por batelada - uma alternativa para o tratamento de águas residuárias da indústria cítrica. In: 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* Natal: [s.n.], v. 2, tomo IV, p. 179-193, 1993.

DOSTA, J. ET AL. Operation and model description of a sequence batch reactor treating reject water of biological nitrogen removal via nitrite. *Bioresource Technology*, [S.I.], v. 98, p. 2065-2075, 2007.

DOWNING, JOHN A.; OSENBURG, CRAIG W.; SARNELLE, ORLANDO. *Ecology*, [S.I.], v. 80, n. 4, p. 1157-1167, 1999.

DURAN, N.; ESPOSITO, E. Em Microbiologia Ambiental. In: MELO, I.S.; AZEVEDO, J.L. $\frac{3}{4}$ Embrapa-CNPMA, Jaguariuna-SP, 1997. 269 p.

EPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Manual, Nitrogen Control. *Technology Transfer*, Cincinnati, 1993.

EPA, WASTEWATER TECHNOLOGY FACT SHEET SEQUENCING BATCH REACTORS, EPA 832-F-99-073, [S.l.: s.n.], 1999.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de Saneamento*. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2006.

GERNAEY, K. et al. Activated sludge monitoring with combined respirometric titrimetric measurement. *Wat. Res.*, [S.l.], v. 35, p. 1280-1294, 2001.

GORONSZY, M. C. Intermittent operation of the extended aeration process for small systems. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, [S.l.], v. 51, n. 2, p. 274-287, 1979.

GRASSI, M.T. As águas do planeta Terra. In: GIORDAN, M.; JARDIM, W. F. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola (Meio Ambiente)*, [S.l.], n. 1, p. 31-40, 2001.

HELMER, C. et al. Single stage biological nitrogen removal by nitrification and anaerobic ammonium oxidation in biofilms systems. *Water Science and Technology*, [S.l.], 43 (1), p. 311-320, 2001.

HENZE, M. et al. Activated Sludge Model No. 2. v. R. IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes. *Scientific and Technical Report No. 3*. IAWQ. London: England, 1995.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. C.; ARVIN, E. *Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes*. 2. ed. German: Springer, 1997.

HERZBURN, P. A.; IRVINE, R. L.; MALINOWSKI, K. C. Biological treatment of hazardous waste in sequential batch reactors. *Journal of Water Pollution Control Federation*, [S.l.], v. 57, n. 12, p. 1163-1167, 1985.

HOECKER, E. C.; SCHROEDER, E. D. The effect of loading rate on batch activated sludge effluent quality. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, [S.l.], v. 51, n. 2, p. 264-273, 1979.

IAMAMOTO, C. Y. *Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operando em bateladas seqüenciais e sob aeração intermitente*. São Carlos: Esc. de Eng^a de São Paulo, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas. Pesquisa Nacional de Saneamento básico. *Coordenação de População e Indicadores Sociais*. Rio de Janeiro: IBGE, 2000.

IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A.; FLEMMING, H. C. Controlled unsteady state process and technologies – an overview. *Water Science and Technology*, [S.I.], v. 35, n. 1, p. 1-10, 1997.

IRVINE, R. L.; BUSH, A. W. Sequencing batch biological reactors – an overview. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 51, n. 2, p. 264-273, 1979.

IRVINE, R. L.; MILLER, G.; BHAMRAH, A. S. Sequencing batch treatment of wastewater in rural areas. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, [S.I.], v. 51, p. 244-254, 1979.

IRVINE, R. L. et al. Municipal application of sequencing batch treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, [S.I.], 1983.

JETTEN, M. S. M. et al. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiology Reviews*, [S.I.], 1999.

JETTEN, M. S. M.; VAN DONGEN, L. G. J. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. The Combined Sharon/Anammox Process. Stowa: Foundation for Applied Water Research. *IWA Publishing*, London, 2001.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KAMIYAMA, H. Lodo ativado por batelada (LAB): os princípios, as modalidades operacionais e suas vantagens. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais...* Goiânia: ABES, p. 441-447, 1991.

KAMIYAMA, H.; TSUTIYA, M. T. Lodo ativado por batelada: um processo econômico para o tratamento de esgotos em estações de grande porte. *Revista DAE*, [S.I.], v. 52, n. 165, p. 1-7, 1992.

KATSOGIANNIS, A. N. et al. Long-term effect of total cycle time and aerobic/anoxic phase ratio on nitrogen removal in a sequencing batch reactor. *Water Environment Research*, [S.I.], v. 74, n. 4, p. 324-337, 2002.

_____. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs. *Water Science & Technology*, [S.I.], v. 47, n. 11, p. 53-60, 2003.

KETCHUM, JR.; L. H. Design and physical features of sequencing batch reactors. *Water Science & Technology*, v. 35, n. 1, p. 11-18, 1997.

KETCHUM, JR. et al. A comparison of biological and chemical phosphorus removals in continuous and sequencing batch reactors. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 59, n. 1, p. 13-18, 1987.

KIELING, D. D. *Estudo da Remoção Biológica de Nitrogênio a partir de Lodo Nitrificante Cultivado em Meio Autotrófico sob Condições Anóxicas*. Florianópolis: UFSC, 2004.

LEE D. S.; JEON C. O.; PARK J. M. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. *Water Res.*, [S.I.], 2001.

LUZ, E. L. *Tratamento de Esgoto em Reatores por Bateladas Controlados por Sistema de Telegestão e Suporte Operacional Informatizado*. 1998. 135 f. Dissertação (Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, 1998.

MARAIS, G. R.; EKAMA, G. A. The activated sludge process part I - steady state behaviour. *Water SA*, [S.I.], v. 2, n. 4, p. 164-200, 1976.

MELCER, H.; BEDFORDWK; TOPNIKBH; SCHMIDTKENW. Conversion of small municipal wastewater treatment plants to batch reactors. *JWPCF*, [S.I.], v. 59, p. 79-85, 1987.

METCALF; EDDY. Inc. Wastewater Engineering. *Treatment, Disposal and Reuse*. New York: Mc Graw Hill Company, 1991.

MUNCH, E. V.; BAND, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*, [S.I.], v. 30, n. 2, p. 277-284, 1996.

NYGAARD, B.; JESSEN, T.; LARSEN, E.; HARREBY, M. Risk Factors For Low Back Pain In a Cohort of 1389 Danish School Children: an Epidemiologic Study. *European Spine Journal*, [S.I.], 1999.

OKADA, M.; TERAZONO, K.; SUDO, R. Removal of nutrients and DBO from soybean fermentation wastewater in a ten- years-old sequencing batch reactor activated sludge process. *Water Science and Technology*, [S.I.], v. 22, n. 9, p. 85-92, 1990.

ONG, S. A.; TOORISAKA, E.; HIRATA, M.; HANO, T. Treatment of azo dye orange II in aerobic and anaerobic-SBR systems. *Process Biochem*, [S.I.], v. 40, p. 2907-2914, 2005.

PIRES, M. R.; FIGUEIREDO, R. F. Efeito do tempo de enchimento no desempenho de um reator tipo batelada. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro: ABES, v. 3, n. 3-4, p. 113-116, 1998.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factor affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, [S.I.], 39 (6), p. 61-68, 1999.

RIEGER T. T.; CAMPOS S. R. C.; SANTOS J. F. *A biologia molecular como ferramenta no estudo da biodiversidade*. [S.l.]: UFP - Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

RIM, Y. T. et al. A full-scale test of a biological nutrients removal system using the sequencing batch reactor activated sludge process. *Water Science and Technology*, [S.l.], v. 35, n. 1, p. 241-248, 1997.

SCHMIDT, I. et al. New Concepts of Microbial Treatment Process for the Nitrogen Removal in Wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, [S.l.], 2003.

SCHROEDER, E. D. Design of sequencing batch reactor activated sludge processes. *Civil Engineering for Practicing and Desing Engineers*, [S.l.], v. 2, p. 22-44, 1982.

SILVERSTEIN, J.; SCHROEDER, E. D. Performance of SBR activated sludge processes with nitrification/denitrification. *Journal of Water Pollution Control Federation*, [S.l.], v. 54, n. 4, p. 377-384, 1983.

SLIEKERS, A. O. et al. Completely Autothrophic Nitrogen Removal over Nitrite in one Single Reactor. *Water Research*, [S.l.], v. 36, 2002.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Avaliação de reator seqüencial em batelada (SBR) no pós-tratamento de efluentes de reator UASB. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 6, n. 2, p. 9-16, 2001.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresour Technol*, [S.l.], 61, p. 151-157, 1997.

SURMACZ-GORSKA; J.CICHON, A.; MIKSCH, K. Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, [S.l.], v. 36, n. 10, p. 73-78, 1997.

SUTTUN, P. M. Engineered systems for biotreatment-adsorption of hazardous wastes. *General Review*, [S.l.], p. 53-74, 1988.

TEIXEIRA R. M. *Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento*. Florianópolis: UFSC, 2006.

THALASSO F. et al. The use of methane as a sole carbon source for wastewater denitrification. *Water Research*, [S.l.], v. 31, p. 55-60, 1997.

THAYALAKUMARAN, R. et al. Biological nutrient removal from meat processing wastewater using a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, [S.l.], v. 47, n. 10, p. 101-108, 2003.

TORRIJOS, M.; MOLETTA, R. Winery wastewater depollution by sequencing batch reactor. *Water Science & Technology*, [S.I.], v. 35, n. 1, p. 249-257, 1997.

TURK, O.; MAVINIC, D. S. Selective inhibition: a novel concept for removing nitrogen from highly nitrogenous wastes. *Environ. Tech. Lett.*, [S.I.], v. 8, p. 419-426, 1987.

UYGUR, A. Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. *Process Biochem*, [S.I.], v. 41, p. 892-900, 2006.

VALOKITA, M.; BELKIN, S.; ABELIOVICH, A.; SOARES, I.M. Biological denitrification of drinking water using newspaper. *Water Research*, [S.I.], v. 30, p. 965-971, 1996.

VENKATA MOHAN, S. et al. Treatment of complex chemical wastewater in a sequencing batch reactor (SBR) with aerobic suspended growth configuration. *Process Biochem*, [S.I.], 40, p. 1501-1508, 2005.

_____. Bioslurry phase degradation of di-thyl phthalate (DEP) contaminated soil in periodic discontinuous mode operation: influence of bioaugmentation and substrate partition. *Process Biochem*, [S.I.], 41, p. 644-652, 2006.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-Denitrification Processes and Technologies in New Contexts. *Environmental Pollution*, [S.I.], 1998.

VON SPERLING, M. *Lodos Ativados - Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais. v. 4, Belo Horizonte: [s.n.], 1997. 415 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment Technologies and the implementation of discharge Standards in developing countries. *Urban Water*, [S.I.], v. 4, p. 105-114, 2002.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)