

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

***“EFICIÊNCIA, SEDIMENTABILIDADE E COMPOSIÇÃO DA
MICROFAUNA DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS DE FLUXO
CONTÍNUO E EM BATELADA, REMOVENDO NITROGÊNIO”.***

DANIEL REIS MEDEIROS

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia.

Orientador: Luiz Fernando Cybis

Banca Examinadora

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling
Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia
Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide

IPH/UFRGS
IPH/UFRGS
UFMS

Porto Alegre, Janeiro de 2005.

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor Luiz Fernando Cybis da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Agradecimentos:

Meus sinceros agradecimentos a meu orientador pela amizade e confiança em mim depositada. Aos demais professores deste Instituto pelos conhecimentos transmitidos.

Aos técnicos Mara, Vera e Thiago do Laboratório de Tecnologias Ambientais do IPH pela ajuda nas horas de maior dificuldade.

Ao DMAE e aos operadores da Estação de Tratamento Esmeralda.

À CAPES pela bolsa concedida.

Aos colegas Ângela Hamester e André Petry pelo companheirismo e amizade aprofundados ao longo deste mestrado e aos demais colegas do IPH.

A Altemar Vilar dos Santos, que além de colega tornou-se um grande amigo, sempre presente quando solicitado e confiante na minha parceria.

A meu pai e minha mãe pelo incentivo e cuidados especiais dispensados principalmente nesta etapa final e a meus irmãos Marjorie e Vicente.

Finalmente, gostaria de agradecer à Isa Mara, que se torna a cada dia que passa, cada vez mais especial e imprescindível em minha vida.

RESUMO

A crescente preocupação com o lançamento de nutrientes aos corpos d'água e seu impacto sobre a qualidade dos mananciais justifica o aprofundamento do estudo de técnicas de tratamento de águas residuárias que promovam a remoção destes poluentes. Com a finalidade de estudar a remoção do nitrogênio, foram operados dois sistemas biológicos de tratamento de efluentes por lodos ativados em escala piloto. Estes sistemas apresentavam diferenças em relação a seu fluxo de operação, onde um deles trabalhava de forma intermitente (Reator Seqüencial em Batelada) enquanto o outro se caracterizava por apresentar um fluxo contínuo (Bardenpho). A pesquisa foi realizada no tratamento de esgoto doméstico e dividiu-se em duas etapas: na primeira, foi adotada uma idade de lodo de 10 dias como parâmetro operacional enquanto que, na segunda, adotou-se uma idade de lodo de 30 dias. O monitoramento dos processos foi realizado por meio de análises físico-químicas e também pela observação da microfauna presente no lodo, como um parâmetro adicional de controle dos sistemas. O RSB apresentou-se mais eficiente do que o sistema de fluxo contínuo ao longo das duas etapas da pesquisa. Na primeira fase, o RSB apresentou remoções médias de 88, 86 e 59% para a DQO, nitrogênio total e ST, respectivamente, enquanto que, para o sistema em fluxo contínuo, essas remoções foram de 76, 56 e 50%, respectivamente. Na segunda etapa, o RSB apresentou uma remoção média de 88% para DQO, 88% para nitrogênio total e 50% para ST, enquanto que o sistema contínuo apresentou valores médios de 72, 49 e 29%, respectivamente. Os sistemas de tratamento apresentaram boas condições de sedimentabilidade durante as duas etapas comprovadas através dos valores obtidos a partir dos testes do IVL e IVLA. Observou-se uma variação da composição da microfauna nos dois sistemas, com um equilíbrio entre ciliados fixos e rastejantes no sistema de fluxo contínuo e uma predominância de ciliados fixos no RSB. No RSB, a presença de ciliados fixos esteve associada a boas condições de sedimentabilidade e de remoção de matéria orgânica enquanto que no sistema contínuo, esta associação deu-se com o gênero *Euplotes* sp. e com os metazoários. Observaram-se relações entre a presença de amebas e a remoção de nitrogênio no RSB. A presença de ciliados rastejantes esteve associada à geração de um efluente com baixa concentração de SSV em ambos os sistemas de tratamento.

ABSTRACT

The increasing concern about nutrient discharge into bodies of water and its impact on the quality of water sources justifies further study of wastewater treatment techniques that will help remove these pollutants. Two biological systems to treat effluents using activated sludges on a pilot scale were operated in order to study nitrogen removal. These systems presented differences in operational flow, one of them working intermittently (Sequencing Batch Reactor), while the other was a continuous flow (Bardenpho). The research was performed treating domestic sewage and was divided into two stages: during the first one, a sludge age of 10 days was adopted as the operational parameter, while, during the second one, the sludge age adopted was 30 days. The processes were monitored by physicochemical tests and also by observing the microfauna in the sludge as an additional parameter to control the systems. The SBR was more efficient than the continuous flow system throughout the two stages of the study. During the first phase, the SBR presented mean removals of 88, 86 and 59% for COD, total nitrogen and TS, respectively, while for the continuous flow system, these removals were 76, 56 and 50%, respectively. During the second stage, the SBR presented a mean removal of 88% for COD, 88% for total nitrogen and 50% for TS, while the continuous system presented mean values of 72, 49 and 29%, respectively. The treatment systems showed good settling conditions during the two stages, proved by values obtained from the SVI and SSVI tests. A variation in the composition of the microfauna in both systems was observed, with equilibrium between stalked ciliates and crawling ciliates in the continuous flow system and a predominance of stalked ciliates in SBR. In SBR, the presence of stalked ciliates was associated with good settling conditions and the removal of organic matter, while in the continuous system this association occurred with genus *Euplotes sp* and Metazoa. Relationships were observed between the presence of amebas and nitrogen removal in the SBR. The presence of crawling ciliates was associated with the generation of an effluent with a low concentration of VSS in both treatment systems.

SUMÁRIO

Apresentação	ii
Resumo	iii
Abstract	iv
Sumário	v
Lista de tabelas	vii
Lista de figuras	viii
Siglas utilizadas	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 INTRODUÇÃO	4
3.2 PROCESSOS AERÓBIOS DE TRATAMENTO.....	5
3.3 LODOS ATIVADOS	6
3.3.1 <i>Considerações Gerais</i>	6
3.3.2 <i>Floco Biológico</i>	7
3.3.3 <i>Crescimento dos microorganismos</i>	8
3.3.4 <i>Microorganismos e exigências nutritivas</i>	10
3.3.5 <i>Idade do lodo</i>	11
3.4 REMOÇÃO DE CARBONO.....	13
3.4.1 <i>Fatores que afetam a remoção de carbono</i>	15
3.5 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	17
3.5.1 <i>Amonificação e Assimilação</i>	20
3.5.2 <i>Nitrificação</i>	20
3.5.2.1 <i>Fatores que afetam a nitrificação</i>	22
3.5.3 <i>Desnitrificação</i>	24
3.5.3.1 <i>Fatores que afetam a desnitrificação</i>	26
3.6 VARIAÇÕES DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS	28

3.6.1 Reator Seqüencial em Batelada (RSB).....	28
3.6.2 Sistema de Fluxo Contínuo	32
3.7 SEDIMENTABILIDADE	33
3.7.1 Considerações gerais.....	33
3.7.2 Métodos de avaliação	34
3.7.2.1 Índice Volumétrico do Lodo (IVL).....	36
3.7.2.2 Índice Volumétrico do Lodo com Agitação (IVLA).....	37
3.7.3 Problemas relacionados à sedimentabilidade	38
3.7.3.1 Intumescimento do lodo (Bulking).....	38
3.7.3.2 Formação de espuma	39
3.8 MICROFAUNA PRESENTE NO LODO ATIVADO.....	40
3.8.1 Protozoários.....	41
3.8.1.1 Flagelados	41
3.8.1.2 Amebas.....	42
3.8.1.3 Ciliados	43
3.8.2 Metazoários	44
3.8.2.1 Rotíferos.....	44
3.8.2.2 Nematódeos.....	45
3.8.2.3 Anelídeos	45
3.8.2.4 Tardígrados	47
3.8.3 Sucessão da microfauna.....	47
3.8.4 Indicação da condição de desempenho.....	48
4 METODOLOGIA.....	51
4.1 INTRODUÇÃO	51
4.2 EXPERIMENTOS.....	52
4.2.1 Reator Seqüencial em Batelada.....	52
4.2.2 Reator de Fluxo Contínuo.....	54
4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	57
4.4 ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DA MICROFAUNA.....	60
4.5 ESTATÍSTICA DOS DADOS	61
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
5.1 PRIMEIRA ETAPA DO EXPERIMENTO	63
5.1.1 Concentrações dos principais parâmetros.....	64
5.1.2 Caracterização da Biomassa	79
5.1.3 Sedimentabilidade.....	80
5.1.4 Composição da Microfauna.....	84
5.2 SEGUNDA ETAPA DO EXPERIMENTO	99
5.2.1 Concentração dos principais parâmetros.....	100
5.2.2 Caracterização da Biomassa	115
5.2.3 Sedimentabilidade.....	116
5.2.4 Composição da Microfauna.....	120
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	133
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137

LISTA DE TABELAS

<i>TABELA 3.1: Relação C:N:P ótima num processo de lodos ativados</i>	16
<i>TABELA 3.2: Idade de lodo mínima para nitrificação</i>	22
<i>TABELA 3.3: Duração de cada etapa do ciclo</i>	30
<i>TABELA 3.4: Duração das etapas do ciclo do RSB em função da remoção</i>	30
<i>TABELA 3.5: Condições de sedimentabilidade e o Índice Volumétrico do Lodo</i>	37
<i>TABELA 3.6: Interpretação aproximada do IVL</i>	38
<i>TABELA 3.7: Relação entre protozoários e condição do tratamento</i>	49
<i>TABELA 4.1: Fases operacionais do RSB</i>	53
<i>TABELA 4.2: Volume dos reatores</i>	56
<i>TABELA 4.3: Vazões empregadas ao sistema</i>	56
<i>TABELA 4.4: Análises segundo Standard Methods (1998)</i>	60
<i>TABELA 5.1: Principais características do Esgoto Afluente</i>	65
<i>TABELA 5.2: Comportamento dos sistemas de lodos ativados durante a primeira etapa do experimento</i>	67
<i>TABELA 5.3: Variação da relação C:N:P no lodo dos sistemas de tratamento</i>	84
<i>TABELA 5.4: Quantificação da microfauna para o sistema de fluxo contínuo</i>	85
<i>TABELA 5.5: Quantificação da microfauna do RSB</i>	86
<i>TABELA 5.6: Gêneros de ciliados identificados no sistema contínuo e RSB</i>	88
<i>TABELA 5.7: Coeficientes de correlação entre microfauna e variáveis físico-químicas no sistema em fluxo contínuo</i>	95
<i>TABELA 5.8: Coeficientes de correlação entre microfauna e parâmetros físico-químicos no RSB</i>	96
<i>TABELA 5.9: Principais características do Esgoto Afluente</i>	101
<i>TABELA 5.10: Comportamento dos sistemas de lodos ativados durante a segunda etapa do experimento</i>	104
<i>TABELA 5.11: Variação da relação C:N:P no lodo dos sistemas de tratamento</i>	120
<i>TABELA 5.12: Quantificação da microfauna para o sistema em fluxo contínuo</i>	121
<i>TABELA 5.13: Quantificação da microfauna do RSB</i>	122
<i>TABELA 5.14: Coeficientes de correlação entre microfauna e variáveis físico-químicas no sistema de fluxo contínuo</i>	129
<i>TABELA 5.15: Coeficientes de correlação entre microfauna e parâmetros físico-químicos no RSB</i>	130

LISTA DE FIGURAS

<i>FIGURA 3.1: Fatores que afetam a característica do floco</i>	9
<i>FIGURA 3.2: Curva típica do crescimento bacteriano</i>	10
<i>FIGURA 3.3: Transformações do nitrogênio em processos biológicos</i>	19
<i>FIGURA 3.4: Etapas típicas de um ciclo de RSB</i>	29
<i>FIGURA 3.5: Representação esquemática do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo</i>	32
<i>FIGURA 3.6: Representação esquemática do sistema Bardenpho</i>	33
<i>FIGURA 3.7: Microfauna observada durante as análises ao microscópio</i>	46
<i>FIGURA 3.8: Crescimento relativo dos microorganismos no lodo ativado</i>	48
<i>FIGURA 4.1: Representação esquemática do RSB</i>	53
<i>FIGURA 4.2: RSB em escala piloto utilizado para a pesquisa</i>	54
<i>FIGURA 4.3: Esquema do sistema em fluxo contínuo utilizado</i>	55
<i>FIGURA 4.4: Sistema de fluxo contínuo em escala piloto</i>	57
<i>FIGURA 4.5: Cilindro utilizado para o teste do IVLA</i>	59
<i>FIGURA 5.1: Variação dos sólidos totais do esgoto bruto</i>	65
<i>FIGURA 5.2: Variação da DQO do esgoto bruto afluente</i>	66
<i>FIGURA 5.3: Variação das parcelas amoniacal e orgânica do nitrogênio presente no esgoto bruto</i>	67
<i>FIGURA 5.4: Variação da Temperatura</i>	69
<i>FIGURA 5.5: Sólidos Totais presentes em EB, EFC e ERSB</i>	70
<i>FIGURA 5.6: Eficiência de remoção de Sólidos Totais</i>	70
<i>FIGURA 5.7: Sólidos Suspensos Voláteis em EFC e ERSB</i>	72
<i>FIGURA 5.8: Freqüência de SSV em EFC e ERSB</i>	72
<i>FIGURA 5.9: DQO presente em EB, EFC e ERSB</i>	73
<i>FIGURA 5.10: Eficiência na remoção de DQO</i>	74
<i>FIGURA 5.11: Diferentes formas de nitrogênio presentes em ERSB</i>	76
<i>FIGURA 5.12: Diferentes formas de nitrogênio presentes em EFC</i>	76
<i>FIGURA 5.13: Alcalinidade Total em EB, EFC e ERSB</i>	78
<i>FIGURA 5.14: Eficiência na remoção de nitrogênio total</i>	78
<i>FIGURA 5.15: Evolução da concentração dos SSV em FC e RSB</i>	79
<i>FIGURA 5.16: Índice Volumétrico do Lodo (IVL)</i>	81
<i>FIGURA 5.17: Freqüência de valores de IVL</i>	81
<i>FIGURA 5.18: Resultados do IVLA</i>	83
<i>FIGURA 5.19: Freqüência de valores do IVLA</i>	83
<i>FIGURA 5.20: Quantidade de microorganismos por mL de amostra</i>	88
<i>FIGURA 5.21: Microfauna observada no sistema em fluxo contínuo</i>	89
<i>FIGURA 5.22: Microfauna observada no RSB</i>	89
<i>FIGURA 5.23: Ciliados presentes no sistema em fluxo contínuo</i>	91
<i>FIGURA 5.24: Ciliados presentes no RSB</i>	91
<i>FIGURA 5.25: Ciliados livre-nadantes presentes no sistema em fluxo contínuo</i>	92
<i>FIGURA 5.26: Ciliados livre-nadantes presentes no RSB</i>	92
<i>FIGURA 5.27: Ciliados rastejantes presentes no sistema em fluxo contínuo</i>	93
<i>FIGURA 5.28: Ciliados rastejantes presentes no RSB</i>	93

FIGURA 5.29: Ciliados fixos presentes no sistema em fluxo contínuo.....	94
FIGURA 5.30: Ciliados fixos presentes no RSB.....	94
FIGURA 5.31: Variação dos sólidos totais do esgoto bruto.....	101
FIGURA 5.32: Alcalinidade Total presente no Esgoto Bruto.....	102
FIGURA 5.33: Variação da DQO do esgoto bruto afluente.....	102
FIGURA 5.34: Variação do Nitrogênio Kjeldahl, Amoniacal e Orgânico do esgoto bruto.....	103
FIGURA 5.35: Variação da Temperatura em EB, EFC e ERSB.....	106
FIGURA 5.36: Concentração de Sólidos Totais presentes em EB, EFC e ERSB.....	106
FIGURA 5.37: Eficiência de remoção de Sólidos Totais.....	107
FIGURA 5.38: Sólidos Suspensos Voláteis em EFC e ERSB.....	108
FIGURA 5.39: Frequência de SSV em EFC e ERSB.....	108
FIGURA 5.40: Concentração de DQO presente em EB, EFC e ERSB.....	110
FIGURA 5.41: Eficiência de remoção de DQO.....	110
FIGURA 5.42: Diferentes formas de nitrogênio presentes em EFC.....	112
FIGURA 5.43: Eficiência na remoção de Nitrogênio Total.....	112
FIGURA 5.44 Diferentes formas de nitrogênio presentes em ERSB.....	113
FIGURA 5.45: Perfil da Alcalinidade Total no RSB.....	114
FIGURA 5.46 Alcalinidade Total em EB, EFC e ERSB.....	114
FIGURA 5.47: Variação da concentração de SSV em FC e RSB.....	116
FIGURA 5.48: Variação da concentração de SSV nas idades de lodo de 10 e 30 dias.....	116
FIGURA 5.49: Índice volumétrico do lodo (IVL).....	117
FIGURA 5.50: Frequência de valores de IVL.....	117
FIGURA 5.51: Variação do IVLA.....	119
FIGURA 5.52: Frequência de valores de IVLA.....	119
FIGURA 5.53: Quantidade de microorganismos por mL de amostra.....	123
FIGURA 5.54: Microfauna observada no sistema em fluxo contínuo.....	124
FIGURA 5.55: Microfauna observa no RSB.....	124
FIGURA 5.56: Ciliados presentes no sistema em fluxo contínuo.....	125
FIGURA 5.57: Ciliados presentes no RSB.....	125
FIGURA 5.58: Ciliados livre-nadantes presentes no sistema em fluxo contínuo.....	126
FIGURA 5.59: Ciliados livre-nadantes presentes no RSB.....	126
FIGURA 5.60: Ciliados rastejantes presentes no sistema em fluxo contínuo.....	127
FIGURA 5.61: Ciliados rastejantes presentes no RSB.....	127
FIGURA 5.62: Ciliados fixos presentes no sistema em fluxo contínuo.....	127
FIGURA 5.63: Ciliados fixos presentes no RSB.....	128

SIGLAS UTILIZADAS

ATP – Adenosina Trifosfato
C:N:P – Relação Carbono:Nitrogênio:Fósforo
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CORSAN – Companhia Rio-Grandense de Saneamento
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto
DQO – Demanda Química de Oxigênio
DS – Decantador Secundário
EB – Esgoto Bruto
EFC – Efluente do Sistema de Fluxo Contínuo
EPA – Environmental Protection Agency
ERSB – Efluente do Reator Seqüencial em Batelada
ET – Efluente Tratado
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
FC – Sistema de fluxo contínuo
IPH – Instituto de Pesquisas Hidráulicas
IVL – Índice Volumétrico do Lodo
IVLA – Índice Volumétrico do Lodo com Agitação
LFC – Licor misto do Sistema de Fluxo Contínuo
LRSB – Licor Misto do Reator Seqüencial em Batelada
NT – Nitrogênio Total
NTK – Nitrogênio Kjeldhal
OD – Oxigênio Dissolvido
pH – Potencial Hidrogeniônico
Pós-D – Reator Pós-Anóxico
Pré-D – Reator Pré-Anóxico
RSB – Reator Seqüencial em Batelada
SPE – Substâncias Poliméricas Extracelulares
SS – Sólidos Suspensos
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
ST – Sólidos Totais
STV – Sólidos Totais Voláteis
TA – Tanque de Aeração
UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
VSZ – Velocidade de Sedimentação Zonal

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o tratamento dispensado ao esgoto de origem doméstica suplantou a simples remoção de DBO, sólidos suspensos e coliformes, passando a ser necessário controlar também a quantidade de nutrientes lançados aos corpos d'água. Uma redução nos níveis de lançamento de nitrogênio e fósforo diminui a chance do fenômeno de eutrofização, impedindo um desequilíbrio ecológico do ambiente aquático e suas conseqüências, tais como o comprometimento da estética, o perigo da incidência de toxinas liberadas por algas e a redução dos teores de oxigênio dissolvido.

Dentre os processos biológicos de tratamento de efluentes capazes de remover nutrientes, o processo de lodos ativados merece destaque devido principalmente a sua flexibilidade operacional. Esta remoção biológica de nitrogênio ocorre em duas etapas: a nitrificação, na qual as bactérias transformam a amônia em nitrito e nitrato; e a desnitrificação, onde as formas oxidadas de nitrogênio (nitritos e nitratos) são convertidas a gás nitrogênio e liberado para a atmosfera.

Este processo apresenta variações que podem ser divididas, com relação ao seu fluxo, em contínuo e em batelada (ou intermitente). Um dos sistemas de operação contínua amplamente empregado para a remoção de nitrogênio é o Bardenpho. Este sistema é constituído de três reatores em série seguidos por um decantador secundário e caracteriza-se por duas recirculações: uma interna e outra do lodo sedimentado no decantador (van Haandel e Marais, 1999). Operando de forma intermitente, o Reator Sequencial em Batelada (RSB) é uma tecnologia que vem ganhando cada vez mais espaço para se alcançar uma eficiente remoção de nutrientes. Este sistema consiste em

um único reator dentro do qual são realizados todos os processos, inclusive a sedimentação, eliminando-se, desta forma, a necessidade de recirculação.

Independente do processo a ser empregado, uma eficiente separação entre a parte líquida e os flocos biológicos determinarão o sucesso do sistema de lodos ativados. Esta sedimentação do lodo biológico pode ser avaliada pelo índice volumétrico do lodo (IVL) e pelo índice volumétrico do lodo com agitação (IVLA).

Além da avaliação da sedimentabilidade, diversos parâmetros podem ser monitorados para indicar o andamento do processo de remoção de nitrogênio. Análises físico-químicas indicam se de fato a nitrificação e a desnitrificação estão ocorrendo. Entretanto, respostas mais rápidas podem ser conseguidas através de uma análise microscópica do lodo.

A presença de determinados grupos de protozoários e metazoários no lodo tem o potencial de indicar o desenvolvimento do lodo de uma estação de tratamento e, desta forma, relacionar-se com a eficiência do processo. Esta observação tem sido alvo de diversos estudos onde se relaciona a presença de grupos particulares da microfauna com a qualidade do efluente e performance da estação.

Este trabalho se concentrou na observação e comparação entre um sistema contínuo e um intermitente, concebidos para a remoção de nitrogênio, tratando esgoto de origem doméstica, além da comparação entre idades de lodo e métodos de avaliação da sedimentabilidade, composição do licor misto e observação da microfauna.

2 OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar e comparar dois processos distintos de lodos ativados – um operando em fluxo contínuo (Bardenpho) e outro em batelada (RSB) – construídos em escala piloto, submetidos às mesmas condições ambientais e projetados para a remoção de carbono e nitrogênio presentes em esgotos domésticos.

A utilização de duas idades de lodo distintas como parâmetro de controle operacional também foi avaliada com relação ao comportamento dos processos na remoção de carbono e na remoção de nitrogênio total.

A composição do licor misto em termos da relação C:N:P foi investigada para determinar se a mesma mantém-se constante no decorrer do tratamento e em idades de lodo diferentes.

As condições de sedimentabilidade do lodo formado no decantador secundário do sistema contínuo e no reator seqüencial em batelada foram avaliadas a partir de dois métodos: o método tradicional do IVL e sua variante, o IVLA. A partir do segundo teste, além de aferir a sedimentabilidade do lodo, determinou-se a velocidade com que o lodo sedimentava quando submetido a uma leve agitação.

Por fim, estudou-se a observação da microfauna presente no lodo como uma variável de controle no processo de tratamento. Procurou-se relacionar esta observação com os métodos de avaliação da sedimentabilidade e com os diversos parâmetros analisados em cada um dos processos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Introdução

A crescente preocupação com a saúde ambiental dos mananciais para abastecimento humano incorre na necessidade de investimentos cada vez maiores em obras para o tratamento das águas residuárias que venham a ser lançadas nos mesmos, bem como investimentos em pesquisa visando o aprimoramento e melhor entendimento das técnicas de tratamento, e a busca por alternativas que promovam uma eficiente remoção dos agentes causadores da poluição.

Elevadas concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal lançadas em corpos receptores podem provocar desequilíbrio na vida aquática vindo, muitas vezes, a afetar a saúde do homem. Para solucionar este problema, diversos métodos de tratamento têm sido empregados, desde processos físicos e químicos até a remoção de nutrientes por via biológica.

Nesta revisão bibliográfica serão discutidos inicialmente aspectos relativos ao tratamento aeróbio das águas residuárias, com ênfase na caracterização do processo de lodos ativados e suas principais variantes com vistas à remoção de nitrogênio. Em seguida, será feita uma abordagem sobre os parâmetros de controle da sedimentabilidade do lodo formado nos reatores e, finalmente, se discutirá a relação entre a microfauna presente no lodo e as condições enfrentadas pelo tratamento.

3.2 Processos Aeróbios de Tratamento

Em um processo aeróbio de tratamento biológico de águas residuárias, o oxigênio livre aparece como sendo o principal responsável na degradação das substâncias orgânicas presentes. Nesta degradação, parte da matéria orgânica é oxidada a produtos finais com vistas à produção de energia enquanto que outra parte é convertida em novas células. Na ausência de matéria orgânica, estas novas células produzidas passarão a metabolizar (ou consumir) suas reservas celulares para a obtenção de energia – processo conhecido como respiração endógena – com sua posterior transformação em produtos finais como o CO_2 e H_2O (van Haandel e Lettinga, 1994).

A disponibilização do oxigênio ao efluente a ser tratado pode ser realizada através do contato direto do líquido com o ar atmosférico, através da agitação ou turbulência imposta ao líquido de modo a promover a troca de oxigênio presente na camada superior com as camadas internas, ou ainda pela introdução forçada de ar através de um borbulhamento da massa líquida (Metcalf e Eddy, 1991).

Esta diferença no modo como o oxigênio é transferido – contato direto com o ar atmosférico e introdução forçada – se aplica nos diferentes processos biológicos de tratamento. Para o primeiro caso, podem ser citados como exemplos os filtros biológicos ou leitos percoladores e os contatores biológicos rotatórios; para o segundo, as lagoas aeradas, os digestores aeróbios e o processo por lodos ativados. A aeração do lodo ativado supre as necessidades de oxigênio para que os microorganismos realizem seu metabolismo e retira as substâncias voláteis dele resultantes, além de ajudar na manutenção de uma mistura homogênea dentro do reator.

Os processos aeróbios podem ser divididos em função do tipo de crescimento dos microorganismos envolvidos. De acordo com Metcalf e Eddy (1991), os processos se dividem em “crescimento em meio fixo” – onde os microorganismos encontram-se aderidos a um meio suporte – e “crescimento em meio suspenso” – onde não existe uma estrutura de sustentação, ou seja, os microorganismos são mantidos em suspensão dentro do líquido. O processo de lodos ativados caracteriza-se pelo crescimento suspenso dos microorganismos.

3.3 Lodos ativados

3.3.1 Considerações Gerais

Credita-se o descobrimento – ou desenvolvimento – do processo de lodos ativados a dois pesquisadores da cidade inglesa de Manchester, Arden e Lockett que, em 1914, constataram que a aeração de águas residuárias domésticas resultava na remoção de material orgânico, com a simultânea formação de flocos macroscópicos de microorganismos. Estes flocos formados podiam então ser separados da fase líquida através de simples estratégias de sedimentação. A adição deste lodo a uma nova batelada de água residuária, somada à aeração da mistura, resultava em uma aceleração do processo de remoção do material orgânico, seguido de um crescimento adicional de lodo. Estes estudos foram publicados pelos referidos pesquisadores sob o título: “The oxidation of sewage without the aid of filters”, contraponde-se à filtração biológica, prática comum da época (Arden e Lockett, 1914).

De acordo com Eckenfelder e Grau (1992), trata-se de um processo biotecnológico único, caracterizado pela presença de substratos múltiplos em termos de composição química e tamanho de partícula, onde culturas biológicas crescem junto aos flocos, as quais possuem a habilidade de metabolizar um grande número de compostos orgânicos e oxidar e/ou reduzir outros, tendo a possibilidade de ser utilizado em uma variedade de configurações de acordo com os objetivos almejados.

A característica principal deste sistema reside na necessidade da manutenção deste lodo biológico ativo dentro do reator, a qual será responsável pela manutenção de uma relação apropriada entre a matéria orgânica que chega ao sistema e a massa de microorganismos presentes no tanque de aeração. Esta massa de microorganismos é parte constituinte do floco biológico, que é produzido pelo crescimento e aglutinação de bactérias e outros organismos na presença de oxigênio dissolvido (Horan, 1990).

O sistema convencional de lodos ativados constitui-se basicamente de um tanque de aeração – onde a água residuária é estabilizada biologicamente por uma massa de microorganismos – e de um decantador secundário, responsável pela separação sólido-líquido. Parte dos flocos biológicos retorna do decantador secundário ao tanque de aeração por bombeamento, constituindo o chamado lodo de retorno. Uma das finalidades deste retorno do lodo ao tanque de aeração é a manutenção de uma relação adequada entre a matéria orgânica presente na água residuária a ser tratada e a massa de microorganismos presente no tanque de aeração (von Sperling, 2002)

3.3.2 Floco Biológico

No sistema de lodos ativados, o floco biológico aparece como sendo o agente principal na remoção dos poluentes. A eficiência do tratamento depende diretamente do fenômeno da biofloculação e da fase subsequente: sua separação do efluente tratado. O floco possui estrutura heterogênea, sendo formado por organismos vivos e células mortas, fragmentos orgânicos adsorvidos além de uma fração inerte presente nos esgotos. Segundo von Sperling (2001), as bactérias formadoras do floco se aderem a uma matriz estrutural formada por bactérias filamentosas, aderência esta promovida por uma camada gelatinosa de exopolissacarídeos, cujo prosseguimento de produção desta camada resulta na aderência de outros microorganismos e partículas coloidais com o conseqüente aumento do diâmetro do floco.

Além das bactérias filamentosas – cuja presença é responsável por sua estrutura rígida – e das bactérias formadoras do floco, uma variedade de microorganismos como fungos, protozoários, algas e metazoários interagem ecologicamente e colonizam o floco (Branco, 1986). Os bons resultados a serem conseguidos em uma planta de lodos ativados dependem, em parte, do equilíbrio entre as bactérias filamentosas e as formadoras de floco. A predominância de organismos filamentosos pode trazer problemas relacionados à sedimentação como o chamado “intumescimento do lodo”. Por outro lado, quando estes organismos aparecem em baixas quantidades, dificulta a formação de um floco rígido, ficando o mesmo pequeno e fraco com características de má sedimentabilidade (van Haandel e Marais, 1999).

Maiores detalhes entre composição do floco e sedimentabilidade do lodo serão discutidos mais adiante em item específico sobre sedimentação.

De acordo com Branco (1986), os protozoários também possuem a capacidade de formar flocos, em especial os ciliados, na sua fase de declínio de crescimento. Os flocos são formados a partir do muco liberado por estes protozoários com capacidade de aglutinar bactérias. Além do muco, ao entrarem em fase de declínio, estes microorganismos começam a formar corpos esféricos dentro de suas células que serão liberados quando de sua morte, unindo-se em massas de capacidade adsorvente, originando os flocos.

A floculação no sistema de lodos ativados é um processo ativo e depende de fatores físicos, químicos e biológicos. Segundo Jin *et al.* (2003), as propriedades do floco, como a distribuição do tamanho e morfologia, podem diferenciar-se substancialmente como resultado das diferenças do ambiente na planta de tratamento. A figura 3.1 apresenta as inter-relações com respeito aos fatores físicos, químicos e biológicos que afetam as características do floco e as propriedades do lodo ativado. De acordo com os autores, as características citadas anteriormente são os fatores de maior importância associadas com as propriedades do floco, entretanto, poucos parâmetros têm sido estudados isoladamente e a relativa importância de cada um deles e seu impacto sobre a biofloculação não estão ainda totalmente estabelecidos.

3.3.3 Crescimento dos microorganismos

Metcalf e Eddy (1991) apresentam um modelo geral de crescimento de microorganismos em meio líquido de cultura onde não há escoamento contínuo. Pelo fato de serem as bactérias as responsáveis pela remoção do substrato solúvel, o modelo refere-se a estes microorganismos e divide-se em termos de crescimento do número de bactérias e da massa bacteriana. O modelo de crescimento baseado no número de células possui quatro fases distintas, conforme figura 3.2. Segundo McKinney (1962) e Metcalf e Eddy (1991), a primeira fase (lag) se caracteriza pela adaptação das bactérias ao novo meio ambiente, onde seu número permanece constante podendo ocorrer alguma absorção de substrato. Na fase de crescimento logarítmico a célula se divide a uma

velocidade determinada por sua taxa de reprodução e sua capacidade de processar o alimento. A seguir, a população bacteriana permanece constante, devido ao déficit de substrato ou nutrientes necessários para seu crescimento. Na fase de morte logarítmica, a taxa de produção de novas células é inferior à taxa de morte das bactérias.

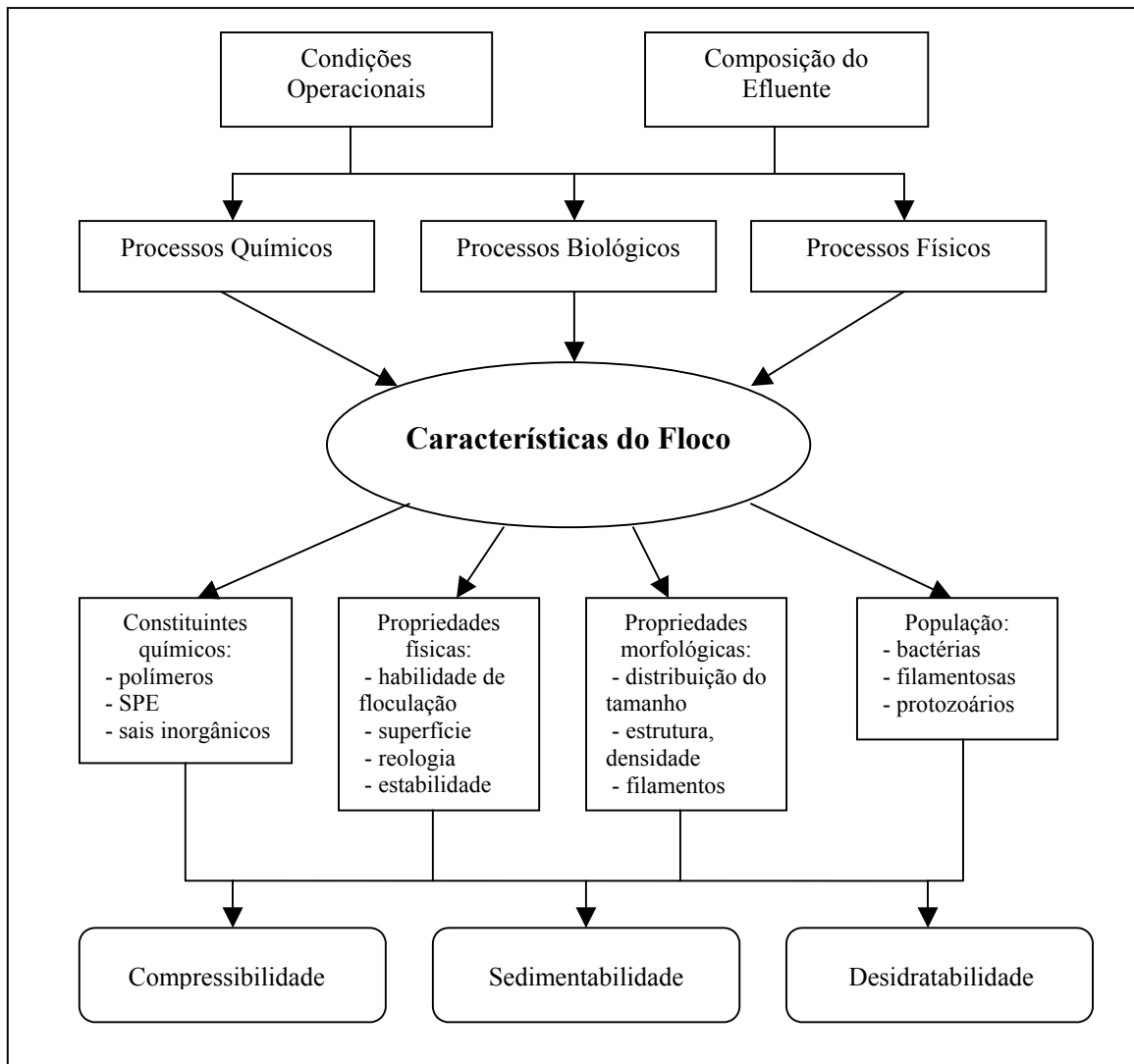


FIGURA 3.1: Fatores que afetam a característica do floco (Jin *et al.*, 2003)

Em termos de massa bacteriana, o crescimento ocorre em três fases distintas: fase de crescimento logarítmico, fase de declínio do crescimento e, finalmente, fase endógena. A fase de crescimento logarítmico é caracterizada pela existência de alimento em excesso ao redor do microorganismo e a taxa de crescimento líquido é limitada somente pela capacidade com que as bactérias processam o substrato. Na segunda fase, onde ocorre o declínio do crescimento, observa-se uma diminuição na taxa de crescimento devido à limitação do substrato. Finalmente, na fase endógena, a concentração de substrato é mínima, cessando o crescimento: os microorganismos são

forçados a metabolizar seu próprio protoplasma. Durante esta última fase, um fenômeno conhecido como “*lysis*” pode ocorrer, no qual os nutrientes remanescentes nas células mortas se difundem para fornecer alimento às células restantes (conhecido como “crescimento crítico”).

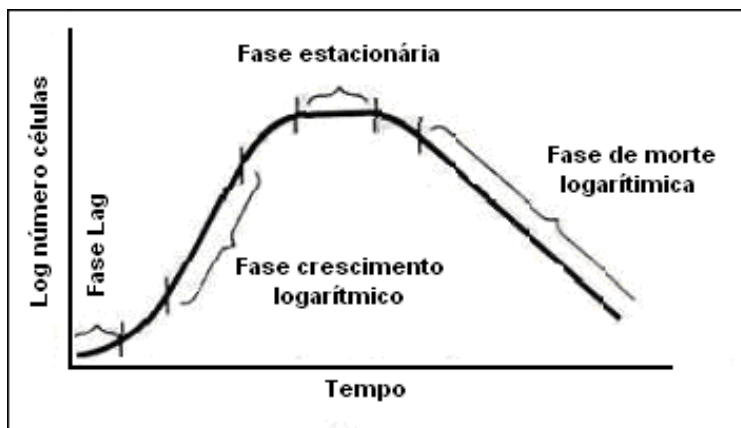


FIGURA 3.2: Curva típica do crescimento bacteriano (Metcalf e Eddy, 1991).

É importante ressaltar que, num processo biológico de tratamento por lodos ativados, a população de microorganismos presente é bastante complexa e inter-relacionada, onde cada microorganismo em particular tem sua própria curva de crescimento. Além disto, uma parte desta população mista de bactérias pode se encontrar na fase de renovação celular, portanto na fase exponencial de crescimento, outra parte pode estar na fase estacionária e outra, ainda, na fase de declínio. A posição e a forma de uma curva de crescimento no sistema, na escala de tempo, depende de uma série de fatores como: disponibilidade de alimento e nutrientes, temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas (Metcalf e Eddy, 1991).

3.3.4 Microorganismos e exigências nutritivas

Além das bactérias, uma grande variedade de microorganismos é encontrada no esgoto, sendo que os principais são os protozoários, os fungos, as algas e os vermes. As bactérias, além de serem o grupo mais numeroso, são os organismos mais importantes na estabilização da matéria orgânica. Segundo von Sperling (2002), aproximadamente 80% da célula bacteriana é composta de água e 20% de matéria seca.

Cerca de 90% desta matéria seca é orgânica, enquanto que 10% é inorgânica. A fração orgânica das células bacterianas pode ser representada pelas seguintes fórmulas, incluindo ou não o fósforo:

- $C_5H_7O_2N$
- $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$

De acordo com Casey (1997), além dos nutrientes anteriores, o enxofre também participa da composição da célula bacteriana. A biomassa bacteriana necessita, além dos macronutrientes, de uma série de elementos-traço para a realização de seus processos metabólicos. Eckenfelder e Grau (1992) e Casey (1997) citam os seguintes micronutrientes: potássio, sódio, cálcio, magnésio, cloro, ferro, manganês, cobalto, cobre, boro, zinco, molibdênio, entre outros. A eventual falta de algum desses macro e micronutrientes pode vir a limitar o crescimento bacteriano.

Os organismos presentes no processo de tratamento biológico necessitam de uma fonte de energia e de carbono para o seu crescimento. Segundo Metcalf e Eddy (1991), as bactérias que dependem da oxidação de compostos químicos para a obtenção de energia são chamadas de quimiotróficas, que se subdividem de acordo com o composto oxidado. Aquelas que oxidam compostos orgânicos são chamadas de quimiorganotróficas e as que utilizam compostos inorgânicos para a obtenção de energia são conhecidas como quimiolitotróficas. Em relação à fonte de carbono utilizada, as bactérias são divididas em autotróficas – que utilizam somente o dióxido de carbono (CO_2) – e heterotróficas, que exigem uma fonte de carbono orgânico.

3.3.5 Idade do lodo

Segundo van Haandel e Marais (1999), a idade do lodo é o parâmetro operacional mais importante em um sistema de lodos ativados. Ele indica o tempo médio de permanência do lodo no sistema, sendo definido como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a massa de lodo descarregada por dia (equação 3.1). A escolha do valor de idade do lodo a ser adotada vai depender dos objetivos do tratamento além do tipo de tratamento a ser dispensado ao lodo descartado. Com a idade de lodo escolhida, a mesma deverá ser mantida no sistema através da descarga adequada

do lodo de excesso, que poderá ser feita diretamente do reator biológico (conhecido como controle hidráulico da idade do lodo) ou então através da vazão de lodo de retorno.

$$\theta_c = \frac{MX_t}{ME_t} \quad (3.1)$$

onde:

θ_c = idade de lodo (d)

MX_t = massa de lodo presente no sistema (mg)

ME_t = descarga diária de lodo de excesso (mg.d^{-1})

Valores baixos de idade de lodo como 2 a 3 dias mostram-se eficientes em regiões de clima quente para a utilização completa do material biodegradável do afluente. Porém, este tempo de permanência curto do lodo é insuficiente para uma respiração endógena extensiva, fazendo com que o consumo de oxigênio seja relativamente baixo, porém, com uma grande produção de lodo a ser posteriormente estabilizado. Para van Haandel e Marais (1999), uma desvantagem da idade de lodo baixa é o não desenvolvimento dos predadores de bactérias livres, acarretando prejuízos à qualidade do efluente. Com uma idade de lodo de 3 a 5 dias e com temperaturas acima dos 18°C, os predadores destas bactérias conseguem se desenvolver e o efluente terá uma DBO muito baixa, além de um aspecto límpido com baixa turbidez.

Em sistemas onde há a necessidade de remoção de nutrientes, a idade de lodo geralmente adotada é maior do que a utilizada para a remoção do material orgânico, sendo suficientemente longa para o desenvolvimento dos microorganismos predadores de bactérias. Esta idade dependerá, para o caso de remoção de nitrogênio, da cinética de nitrificação e desnitrificação. A temperatura também influencia na escolha da idade de lodo adequada para um determinado fim. Valores baixos de temperatura incorrem na adoção de idades de lodo mais elevadas para o sistema biológico.

3.4 Remoção de carbono

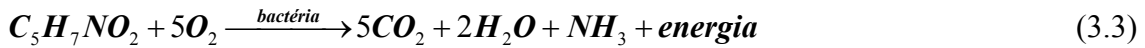
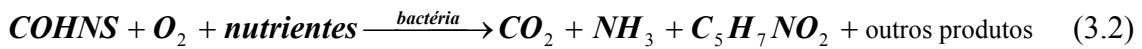
Na decomposição aeróbia de resíduos orgânicos, a oxidação biológica é completa, ou seja, a molécula orgânica é totalmente desmembrada cedendo toda a sua energia potencial disponível e formando como produto carbonáceo final o CO₂, desprovido de energia útil (Ramalho, 1977). A matéria orgânica carbonácea presente nas águas residuárias se divide em biodegradável e em inerte (ou não-biodegradável). A matéria orgânica inerte não muda a sua forma ao passar pelo tratamento e se sub-divide em: solúvel – que não sofre transformações, deixando o sistema na mesma concentração com que entrou – e particulada – que é envolvida pela biomassa, sendo removida juntamente com o lodo de excesso (van Haandel e Marais, 1999).

Por sua vez, a matéria orgânica biodegradável divide-se em duas frações relacionadas com a sua facilidade de degradação: rapidamente biodegradável ou solúvel – formada basicamente por moléculas relativamente simples que podem ser utilizadas diretamente por bactérias heterotróficas – e lentamente biodegradável ou particulada – consistindo de moléculas relativamente complexas que devem ser convertidas em material solúvel para que possam ser utilizadas pelas bactérias. Esta conversão se dá fora da célula bacteriana através de exoenzimas numa reação conhecida como hidrólise.

O substrato imediatamente disponível presente diretamente no esgoto ou produto dos processos de adsorção e absorção, são utilizados pelos microorganismos para a geração de energia e síntese celular, através de um processo conjunto conhecido como metabolismo. Este processo é dividido em catabolismo – onde há a transformação química do substrato em produtos estáveis e energia – e em anabolismo – onde ocorre reações que levam à formação de material celular utilizando-se a energia produzida no catabolismo (van Haandel e Marais, 1999).

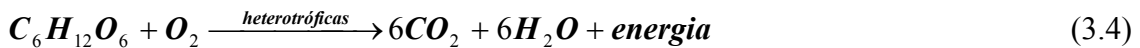
Metcalf e Eddy (1991) e von Sperling (2001) citando Eckenfelder (1980) propõem as equações (3.2) e (3.3), dividindo as reações aeróbias para conversão da matéria orgânica em duas etapas, descrevendo seu comportamento em uma seqüência na qual predominam os mecanismos da síntese (anabolismo) e da respiração endógena (catabolismo), respectivamente. Em condições de ausência de matéria orgânica no meio líquido, a própria massa celular – que contém material biodegradável – pode ser

oxidada, pelo menos parcialmente, para produtos inorgânicos. A essa oxidação dá-se o nome de respiração endógena.



onde COHNS representa o material orgânico e $C_5H_7NO_2$ representa as novas células bacterianas formadas.

McKane e Kandel (1986) *apud* Cybis (1992), descrevem a oxidação da matéria orgânica na fase óxica através de equações onde os processos de catabolismo e anabolismo estão conectados através da ATP (Adenosina Trifosfato). A reação (3.4) apresenta um composto altamente reduzido e rico em energia, a glicose, e sua transformação a um composto altamente oxidado e carente em energia, o dióxido de carbono:

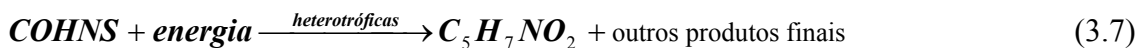


Durante o processo, parte da energia liberada é perdida, porém outra parte é transferida quimicamente para ATP (3.5) durante a fosforilação, ficando estocada até ser necessária para a célula:



A seguir, no processo de hidrólise (3.6), a ATP libera energia que pode ser utilizada durante a síntese de novas células (3.7):





A oxidação do carbono será afetada, todavia, por uma série de fatores ambientais como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, presença de nutrientes e substâncias tóxicas e potencial redox.

3.4.1 Fatores que afetam a remoção de carbono

A remoção da matéria orgânica pode ter sua eficiência reduzida ou otimizada dependendo de uma série de fatores ambientais que podem vir a, inclusive, comprometer a mesma. Um desses fatores é a temperatura que tem efeito direto sobre o crescimento bacteriano além de influenciar as taxas de transferência de oxigênio que são reduzidas na medida em que a temperatura se eleva. Segundo Gray (1990), a faixa ótima de temperatura encontra-se entre 12 e 25°C. Metcalf e Eddy (1991) apresentam uma equação formulada por Arrhenius onde o efeito da temperatura é levado em consideração sobre a taxa de reação:

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3.8)$$

Onde:

K_T = coeficiente de reação a uma temperatura T (dia⁻¹)

K_{20} = coeficiente de reação a uma temperatura de 20°C (dia⁻¹)

θ = coeficiente de temperatura

T = temperatura do meio (°C)

Eckenfelder e Grau (1992) citam que a influência da temperatura diminui com o aumento da idade do lodo, não sendo de grande influência em sistemas com elevadas idades do lodo.

O processo de lodos ativados requer o fornecimento de oxigênio demandado pelos microorganismos à sua atividade metabólica. A faixa de OD indicada por diversos autores para a ocorrência de atividade microbiológica dos organismos heterotróficos situa-se entre 0,5 e 2,0 mg/L (McKinney (1962); Imhoff (1966); Gray (1990);

Eckenfelder e Grau (1992)). Outros estudos indicam que, a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, a chance do desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas aumenta.

Outro fator ambiental de suma importância para a manutenção da atividade biológica dos microorganismos presentes no sistema é o pH. McKinney (1962) afirma que valores de pH entre 6,5 e 9,0 possibilitarão o crescimento e predominância normais das bactérias. Abaixo de 6,5 os fungos irão predominar sobre as bactérias com predominância total a 4,5 e a completa exclusão das bactérias. Com valores de pH acima de 9, o processo de decomposição da matéria orgânica é inibido.

O potencial Redox também tem influência sobre o processo, devendo caracterizar condições óxicas, ou seja, encontrar-se entre +50 e +250 mV (Wanner, 1991 *apud* Cybis, 1992).

Devido ao fato de microorganismos necessitarem de nutrientes para o seu metabolismo, a presença de nitrogênio e fósforo é importante para uma adequada remoção do material orgânico. Esses dois elementos, em geral, são abundantes em águas residuárias de origem doméstica, porém podem se achar insuficientes em esgotos oriundos de algumas atividades industriais. A relação C:N:P deve ser observada a fim de se estabelecer uma relação ótima que permita uma boa estabilização. Cybis (1992), citando Grady e Lim (1980), recomenda uma relação de 100:5:1. Aisse (1985), apresenta um quadro onde diferentes relações são citadas por diversos autores (tabela 3.1). Outros elementos traço, como cálcio, ferro, potássio, magnésio, cobre, cobalto, molibdênio e zinco também são necessários para o bom metabolismo das bactérias heterotróficas.

TABELA 3.1: Relação C:N:P ótima num processo de lodos ativados

<i>C (DBO)</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>Autor</i>
100	5,9	1,1	Branco citando Sawyer
150	5,0	1,0	Eckenfelder citando Helmers <i>et al.</i>
100	4,3	0,6	Eckenfelder citando Frame <i>et al.</i>
100	4,7 - 7,4	0,36 – 1,25	Imhoff citando Kilgore e Sawyer
100	3,0 – 4,0	0,5 – 0,7	Imhoff citando Helmers

Fonte: Aisse (1985)

Cabrero *et al.* (1998) verificaram a toxicidade dos metais cobre e zinco sobre a biomassa de um sistema de lodos ativados e concluíram que a presença de zinco foi menos tóxica do que a de cobre, a diferentes concentrações e que, quando misturados, o efeito adverso se torna ainda mais pronunciado sobre os parâmetros biocinéticos. Outras substâncias podem ser tóxicas aos microorganismos, incluindo outros metais pesados e compostos orgânicos quando acima das concentrações limite. A presença de fenol, amônia, cianeto, sais, cloro, alumínio, pesticidas, surfactantes, arsênico, ferro e cálcio tem sido apontada como problemática, quando em doses indevidas, à manutenção dos microorganismos presentes nos sistemas biológicos de tratamento.

3.5 Remoção de nitrogênio

O nitrogênio, dentro do seu ciclo na biosfera, alterna-se entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, pode ser encontrado nas formas: nitrogênio molecular (N_2), com concentração em equilíbrio com a atmosfera; nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); nitrogênio amoniacal; nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (dissolvidos). É um constituinte de proteínas, clorofila e vários outros compostos biológicos. Origina-se de despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes agrícolas. É um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, em conjunto com outros fatores, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (von Sperling, 1996).

Sua remoção antes do aporte a um corpo hídrico tem reconhecida importância, uma vez que, nos processos de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e deste a nitrato, há um consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor, conhecido como demanda nitrogenada de oxigênio. Além disso, é diretamente tóxico a peixes quando na forma de amônia. Quanto à água de abastecimento humano, a presença de nitrato pode acarretar um efeito adverso à saúde: indução de metahemoglobinemia, especialmente em recém-nascidos (AWWA, 1990). Esta remoção pode ser efetuada através de processos físico-químicos como cloração ao breakpoint,

extração de amônia por arraste com ar e troca iônica seletiva (Metcalf e Eddy, 1991) e também através de processos biológicos, os quais têm recebido grande atenção nas últimas décadas.

Nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e o amoniacal. Estes dois, conjuntamente, são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo o assim denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). As demais formas de nitrogênio são usualmente de menor importância nos esgotos afluentes a uma estação de tratamento (Metcalf e Eddy, 1991). De acordo com van Haandel e Marais (1999), nos esgotos domésticos, aproximadamente 75% do NTK está sob a forma de nitrogênio amoniacal e 25% sob a forma de nitrogênio orgânico. Porém, a distribuição desta relação dependerá da idade com que o esgoto se encontra. A matéria nitrogenada inorgânica preponderante nos esgotos de origem doméstica é representada pelo nitrogênio amoniacal sob as formas livre (NH_3) e ionizada (NH_4^+), de acordo com a reação de equilíbrio representada pela equação (3.9).



Para a reação (3.9), a condição do equilíbrio K_b é: $[\text{NH}_4^+][\text{OH}^-]/[\text{NH}_3]$. O valor da constante de dissociação K_b para esta reação é igual a $1,8 \times 10^{-5}$. Com esses valores, pode-se calcular a porcentagem de amônia livre e ionizada em função do pH através da equação (3.10) (Metcalf e Eddy, 1991). Segundo os autores, para valores de pH próximos a 10, cerca de 85% do nitrogênio inorgânico estará sob a forma livre (NH_3). A uma temperatura próxima de 25°C e a pH igual a 11, cerca de 98% do nitrogênio inorgânico se encontrará sob a forma livre.

$$\text{NH}_3(\%) = \frac{\text{NH}_3 \times 100}{\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+} = \frac{100}{1 + \frac{\text{NH}_4^+}{\text{NH}_3}} = \frac{100}{1 + \frac{K_b[\text{H}^+]}{K_w}} \quad (3.10)$$

Assim como a matéria orgânica carbonácea, a matéria orgânica nitrogenada possui uma fração inerte – que se subdivide em solúvel e particulada – e uma fração biodegradável, que pode ser subdividida em rapidamente biodegradável, lentamente biodegradável e amônia. A fração rapidamente biodegradável encontra-se sob a forma solúvel e é convertida em amônia pela ação das bactérias heterotróficas através do

fenômeno conhecido como amonificação. Por sua vez, a fração lentamente biodegradável particulada, assim como a matéria carbonácea, necessita da etapa de conversão à forma solúvel através da hidrólise. Segundo von Sperling (2002), como resultado da amonificação e da hidrólise mencionados anteriormente, a amônia é utilizada tanto pelas bactérias heterotróficas (para síntese) quanto pelas autotróficas (como fonte de energia – quimioautotróficas). A figura (3.3) apresenta um esquema que mostra as transformações do nitrogênio nos processos de tratamento biológico.

A transformação do nitrogênio, via processos biológicos, da forma orgânica até a forma molecular (N_2 que voltará à atmosfera), ocorre com a participação de microorganismos heterotróficos e autotróficos ocorrendo amonificação, nitrificação, assimilação e desnitrificação onde o nitrogênio sai do sistema através de três mecanismos básicos: assimilação, nitrificação e desnitrificação.

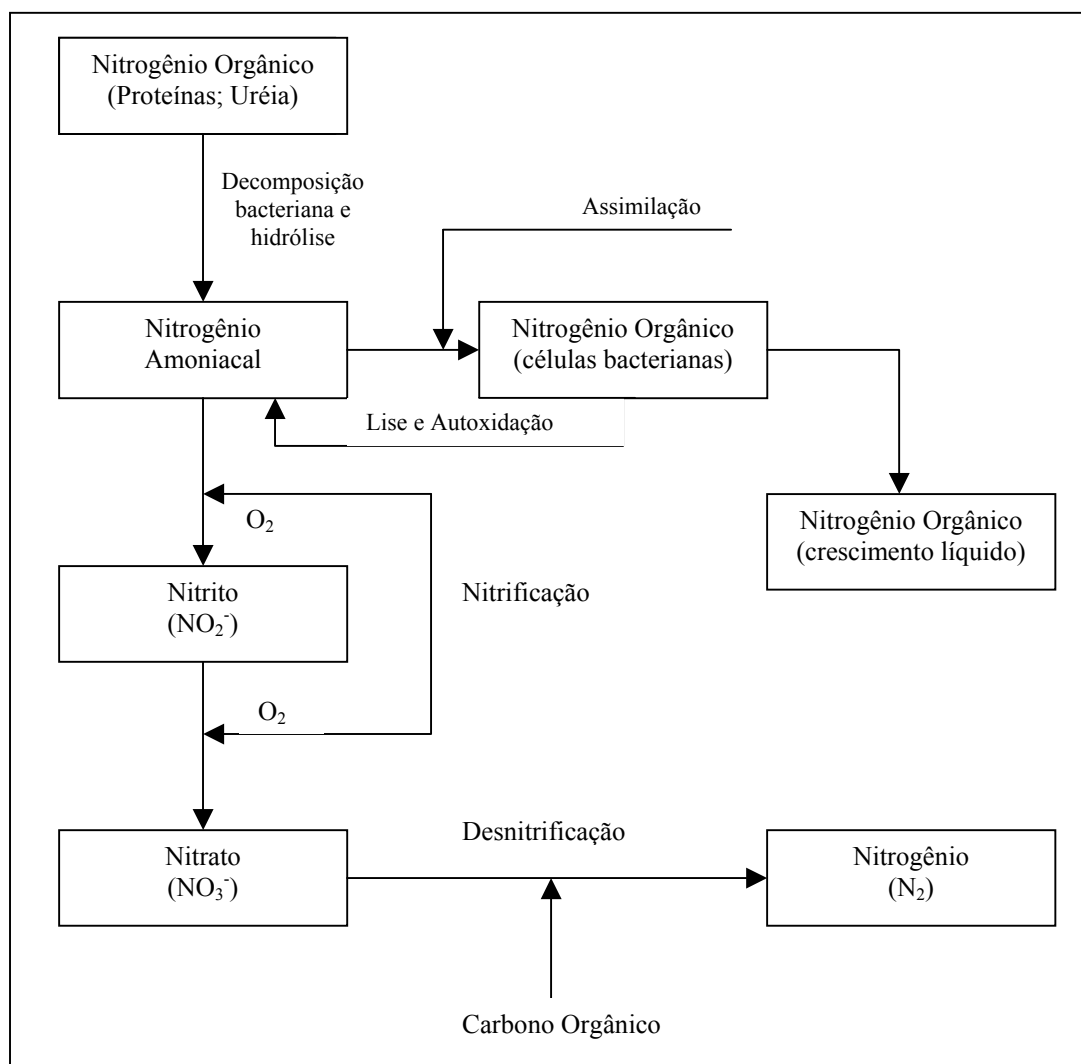


FIGURA 3.3: Transformações do nitrogênio em processos biológicos (Fonte: Metcalf e Eddy, 1991)

3.5.1 Amonificação e Assimilação

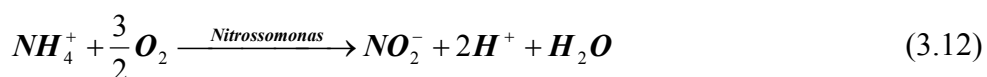
No processo de amonificação, o nitrogênio orgânico presente nas águas residuárias é transformado em nitrogênio amoniacal através da decomposição bacteriana de proteínas e hidrólise da uréia, com algum crescimento bacteriano. Uma vez que o nitrogênio constitui aproximadamente 13% do peso seco das células (Sedlak, 1991), parte do nitrogênio amoniacal será assimilado nas novas células formadas. De acordo com van Haandel e Marais (1999), a amonificação se dá através da seguinte reação estequiométrica:

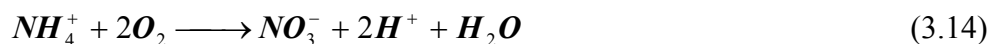


onde R é um radical orgânico.

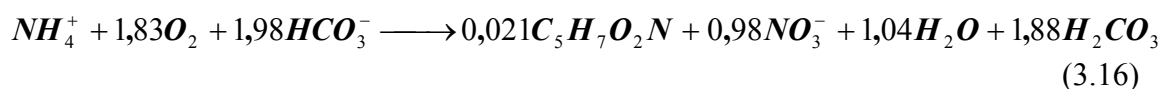
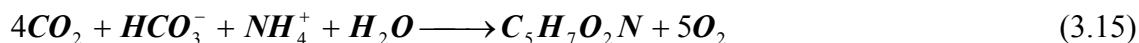
3.5.2 Nitrificação

A nitrificação é a oxidação biológica da amônia a nitrato com a formação de nitrito como um intermediário. As bactérias envolvidas são autotróficas e pertencem – na sua grande maioria – aos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. Ao longo deste texto, essas bactérias serão utilizadas como grupo funcional representante dos respectivos processos de oxidação de amônia e nitrito. Metcalf e Eddy (1991) apresentam as equações das reações de transformação da amônia a nitrito e deste a nitrato, respectivamente por (3.12) e (3.13), sendo a equação (3.14) geral para a produção de energia.





Juntamente com a obtenção de energia, alguns íons amônio são assimilados pelas células. Esta reação de síntese de biomassa é representada pela equação (3.15) enquanto que a equação (3.16) descreve a reação geral de oxidação e síntese.



Alguns parâmetros podem ser estimados a partir do conhecimento das reações estequiométricas que representam o processo de nitrificação. Segundo Sedlak (1991), para cada grama de nitrogênio amoniacal removido, aproximadamente 4,33 g de oxigênio são consumidos, 0,15 g de novas células são formadas (representadas por $C_5H_7O_2N$) e são consumidos 7,14 g de alcalinidade (como $CaCO_3$) e 0,08 g de carbono inorgânico. Para Metcalf e Eddy (1991), aproximadamente 4,3 g de oxigênio são utilizados para a oxidação de um grama de nitrogênio amoniacal, com o consumo de 8,64 g de HCO_3^- .

De acordo com Henze *et al.* (1987), as bactérias do gênero *Nitrobacter* crescem a uma velocidade duas vezes maior, aproximadamente, do que as do gênero *Nitrossomonas*, concluindo-se, desta forma, que o passo limitante do processo de nitrificação é a transformação do íon amônio a nitrito. Apesar de possuírem uma maior taxa de crescimento, as bactérias do gênero *Nitrobacter* possuem um coeficiente de produção celular superior ao das *Nitrossomonas*. De acordo com Sedlak (1991), o coeficiente de produção celular das *Nitrossomonas* encontra-se na faixa de valores entre 0,05-0,29 gSSV/gNH₄⁺ oxidado e o das *Nitrobacter* entre 0,02-0,08 gSSV/gNH₄⁺. Comparadas com as bactérias heterotróficas, o crescimento das nitrificantes é bem mais lento incorrendo na necessidade de idades de lodo (θ_c) maiores do que as comumente empregadas para a remoção de carbono. Como a taxa de crescimento específico das bactérias nitrificantes encontra-se entre 0,3 a 2,2 d⁻¹ a 20°C (von Sperling, 2002) e

sendo a idade do lodo o inverso da taxa de crescimento específico, o mesmo autor apresenta a tabela 3.2 com indicações de valores de idade de lodo mínima para a nitrificação, em função da temperatura.

TABELA 3.2: Idade de lodo mínima para a nitrificação

Temperatura do líquido no reator (°C)	θ_c para nitrificação completa (dias)
5	12
10	9,5
15	6,5
20	3,5

Fonte: Arceivala *apud* von Sperling (2002)

3.5.2.1 Fatores que afetam a nitrificação

Dentre os fatores que afetam a nitrificação podem ser destacados a temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido, o pH, e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras.

Sob o ponto de vista operacional, a temperatura é um parâmetro difícil de ser controlado para que seja mantida uma faixa adequada para o crescimento das bactérias nitrificantes. Uma mudança nos valores de temperatura afeta intensamente a taxa de crescimento dessas bactérias. De acordo com von Sperling (2002), foi observada a ocorrência de nitrificação numa faixa de temperatura de 5 a 50°C, com valor ótimo na ordem de 25 a 36°C. A taxa de crescimento máxima ($\mu_{\text{máx}}$ em d^{-1}) dobra quando a temperatura aumenta em 6 a 7°C (van Haandel e Marais, 1999). Segundo Halling-Sorensen e Jorgensen (1993) *apud* Pickbrenner (2002), a taxa de nitrificação sofre uma grande queda abaixo dos 15°C e é reduzida em cerca de 50% na temperatura de 12°C. Head e Oleszkiewicz (2004) observaram uma diminuição na taxa de nitrificação quando a temperatura foi reduzida de 30, 25 e 20 a 10°C em reatores seqüenciais em batelada.

A presença de oxigênio dissolvido no reator é indispensável para a ocorrência da oxidação da amônia e do nitrito. Diferentes valores de concentração

mínima de OD são apontados por diversos autores. Esta concentração varia de 0,2 a 2,0 mg/L. Barnes e Bliss (1983) *apud* von Sperling (2002) indicam que a concentração crítica de OD encontra-se em torno de 0,2 mg/L.. Downing (1978) *apud* von Sperling (2002) recomenda uma concentração mínima de 0,5 mg/L enquanto que, para Metcalf e Eddy (1991), este valor não deve baixar de 1,0 mg/L. Van Haandel e Marais (1999) recomendam uma concentração mínima de 2,0 mg/L a fim de garantir uma eficiente transferência inclusive para o centro do floco. Jianlong e Ning (2004) apontam uma concentração ótima de OD em torno de 1,5 mg/L para a ocorrência da nitrificação.

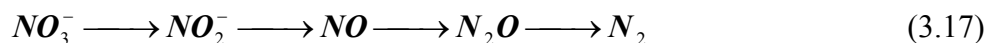
A taxa de crescimento das bactérias nitrificantes permanece praticamente constante na faixa de pH entre 7 e 8,5 com rápida diminuição fora desta faixa (van Haandel e Marais, 1999). Com a ocorrência da nitrificação, o valor do pH tende a diminuir, uma vez que a mesma consome alcalinidade do meio; da mesma forma, a acidez aumenta devido à liberação de CO₂ originada pela oxidação da matéria orgânica. Metcalf e Eddy (1991) indicam uma faixa ótima para a ocorrência de nitrificação com pH entre 7,5 a 8,6, porém afirmam que em sistemas aclimatados a condições de baixo pH têm ocorrido nitrificação. Alleman (1984) *apud* Cybis (1992) sugeriu duas faixas diferentes de pH, específicas para cada gênero de nitrificantes. A faixa ótima para as *Nitrossomonas* apresentou-se entre 7,9 a 8,2 enquanto que para as *Nitrobacter*, a faixa ótima apontada foi entre 7,2 a 7,6. Cabe ressaltar ainda que o pH pode afetar o equilíbrio químico entre as formas ionizadas e não ionizadas de nitrogênio amoniacal e nitrito que, em concentrações específicas, podem inibir o processo de nitrificação (Metcalf e Eddy, 1991).

De acordo com EPA (1993), a presença de matéria orgânica biodegradável pode inibir as bactérias nitrificantes. Esta inibição pode ser atribuída à condição autotrófica das nitrificantes que, por apresentarem menores taxas de crescimento comparadas às heterotróficas, não atingem o crescimento necessário para sua atividade. Além disso, a nitrificação pode ser inibida devido à competição por oxigênio dissolvido entre as bactérias nitrificantes e as heterotróficas. Sedlak (1991) apresenta uma série de compostos orgânicos que, a determinadas concentrações, podem vir a inibir a oxidação do nitrogênio amoniacal e a nitrificação em sistemas de lodos ativados. De acordo com o mesmo autor, as bactérias nitrificantes são sensíveis à presença de amônia na sua forma livre e ácido nitroso. Uma atenção maior deve ser dada principalmente a despejos

industriais e sua influência sobre o processo de nitrificação com relação aos compostos lançados para o tratamento.

3.5.3 Desnitrificação

A desnitrificação é a redução dos nitratos, gerados pela nitrificação, a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio gasoso (N₂), com sua liberação para a atmosfera. A equação (3.17) indica esta redução do nitrato (Metcalf e Eddy, 1991).



Este processo ocorre a partir do nitrito ou do nitrato, devendo ser precedida, desta forma, pela nitrificação. A presença das formas ionizadas de nitrogênio no meio, e não a do oxigênio, confere uma condição anóxica a esta etapa do processo. O termo anóxico é utilizado para diferenciar as condições de ausência total de oxigênio (condição anaeróbia) daquelas onde o oxigênio apresenta-se na forma combinada (Horan, 1990). Os microorganismos envolvidos são heterotróficos facultativos como, por exemplo, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (Metcalf e Eddy, 1991).

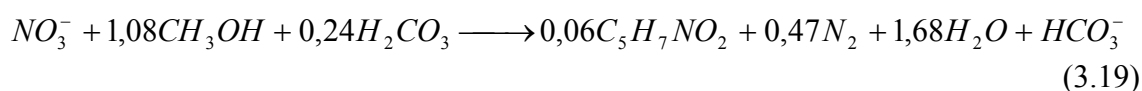
No processo de desnitrificação, os nitratos – do mesmo modo com que o oxigênio na respiração aeróbia – agem como aceptores finais de elétrons na cadeia transportadora de elétrons. Ao ser utilizado nitrato no lugar de oxigênio nesta cadeia transportadora, há a formação de uma menor quantidade de energia (ATP) (EPA, 1993). Desse modo, o crescimento obtido através da respiração anóxica mostra-se menos eficiente do que o crescimento através da respiração aeróbia. Apesar de ser mais comum a realização do processo de desnitrificação a partir do nitrato, alguns estudos estão direcionados na utilização do nitrito para a remoção do nitrogênio. Van Dongen *et al.* (2001) apontam vantagens na utilização do nitrito ao invés do nitrato na desnitrificação, entre as quais pode-se destacar a possibilidade de uma economia de até 40% de metanol (utilizado como fonte de carbono).

Porém, para que a desnitrificação ocorra, faz-se necessário uma fonte de carbono como doador de elétrons para o metabolismo dos organismos heterotróficos. Este carbono pode advir de fontes internas, onde se pode destacar: a matéria orgânica presente no próprio esgoto, os compostos orgânicos solúveis decorrentes do processo de endogenia e os produtos de reserva dos microorganismos. Há também a possibilidade de se utilizar uma fonte externa de carbono que pode ser de origem química (metanol, etanol, etc) ou o aproveitamento do lodo biológico de uma estação de tratamento além de resíduos da agricultura. Arceivala (1981) *apud* von Sperling (2002) descreve a reação de desnitrificação para o carbono orgânico do esgoto segundo a equação (3.18).



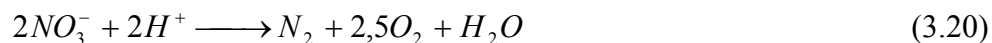
De acordo com Jones *et al.* (1990), mesmo que toda a matéria orgânica seja removida do esgoto afluyente, é possível que uma série de reações intermediárias desenvolvam-se no sistema (como produtos de reserva), promovendo a liberação de substratos que podem vir a ser utilizados como fonte de carbono no processo de desnitrificação. Mesmo que não tenham sido formados esses produtos de reserva na célula bacteriana, ainda assim a desnitrificação pode se dar por produtos do decaimento bacteriano ou endogenia (van Haandel e Marais, 1999).

Sedlak (1991) apresenta a reação estequiométrica da desnitrificação utilizando-se o metanol como fonte externa de matéria orgânica (equação 3.19). Esta equação demonstra que, para cada grama de nitrato desnitrificado, 2,47 g de metanol (ou aproximadamente 3,47 g de DQO) são consumidos, 0,45 g de novas células são formadas e 3,57 g de alcalinidade são produzidas.



Ao se analisar a equação anterior, percebe-se que a desnitrificação produz alcalinidade, sendo importante para a preservação do valor de pH dentro de uma faixa adequada, uma vez que no seguimento do processo, uma nova etapa de nitrificação tenderá a consumir alcalinidade. Com a integração da desnitrificação, uma redução teórica de 50% no consumo de alcalinidade pode ser obtida. Através da reação (3.20),

observa-se que cada mol de nitrato reduzido consome 1 mol de H^+ e durante a nitrificação (equação 3.12), cada mol de nitrato produzido implica na formação de 2 moles de H^+ .



Outra vantagem da desnitrificação reside na economia de oxigênio a ser fornecido para a oxidação da matéria orgânica devido à liberação do mesmo pela redução do nitrato. Este oxigênio torna-se imediatamente disponível para sua utilização podendo ser alcançada uma economia teórica de até 62,5% em seu consumo para a nitrificação (van Haandel *et al.*, 1981). Além dessas vantagens, a realização deste processo implica em uma melhoria das condições de sedimentabilidade do lodo, uma vez que reduz as chances da ocorrência da desnitrificação no decantador secundário, eliminando os riscos de flotação de lodo.

A taxa de desnitrificação a ser alcançada no sistema de lodos ativados vai depender da presença e do tipo de matéria orgânica utilizada no tratamento. Henze (1989) *apud* Isaacs e Henze (1994) realizou um estudo onde foram comparadas as taxas de desnitrificação quando foram utilizadas diferentes fontes externas de matéria orgânica e o próprio esgoto afluente. Ao serem utilizadas fontes externas, foram obtidas taxas de desnitrificação cerca de três vezes maiores do que as taxas obtidas quando da utilização do esgoto como fonte de carbono.

3.5.3.1 Fatores que afetam a desnitrificação

As bactérias desnitrificantes são menos susceptíveis às condições ambientais quando comparadas com as nitrificantes. Porém, os organismos são sensíveis a mudanças de temperatura, podendo afetar tanto a taxa de remoção de nitrato quanto a taxa de crescimento bacteriano. De acordo com EPA (1993), as bactérias responsáveis pela desnitrificação são sensíveis a temperaturas abaixo de 20°C. Barnes e Bliss (1983) *apud* Cybis (1992) sugerem a faixa entre 25 e 35°C como ótima para o desenvolvimento do processo de desnitrificação.

Em relação ao pH, Metcalf e Eddy (1991) recomendam a adoção de uma faixa entre 7 e 8, enquanto que Arceivala (1981) *apud* von Sperling (2002) apresenta valores na faixa de 7,5 a 9,2. De acordo com Casey (1997), as taxas de desnitrificação podem ser significativamente reduzidas a valores de pH menores que 6,0 e superiores a 8,0. Segundo Glass e Silverstein (1998), o processo de desnitrificação foi significativamente inibido quando da utilização de esgoto sintético com alta concentração de nitrato, a valores de pH entre 6,5 e 7. Com o aumento do pH a valores superiores a 7,5, a desnitrificação foi alcançada.

A presença de oxigênio dissolvido tem efeito inibitório sobre o processo de desnitrificação. Para Metcalf e Eddy (1991), a taxa de desnitrificação decresce linearmente com o aumento do OD, atingindo valor igual a zero quando a concentração de oxigênio se iguala a 1,0 mg/L. Oh e Silverstein (1999) estudaram o efeito do OD sobre a desnitrificação numa faixa de 0,09 a 5,6 mg/L de OD. Foi encontrada uma significativa inibição da taxa de desnitrificação a concentrações baixas próximas de 0,09 mg/L de OD. À concentração de 2,0 mg/L, a taxa de desnitrificação nos flocos do lodo ativado foi reduzida em 85%.

Plósz *et al.* (2003) estudaram a influência da entrada de oxigênio pela superfície dos reatores anóxicos no processo de desnitrificação, e concluíram que esta entrada não apenas afeta metabolicamente a desnitrificação como também afeta cineticamente, tendo em vista que o aumento na concentração de oxigênio dissolvido exerce um efeito inibitório na taxa de desnitrificação.

Para a ocorrência da desnitrificação, uma adequada relação DQO/N deve ser mantida. Segundo Kujawa e Klapwijk (1999), estudos indicam a ocorrência deste processo em uma ampla faixa da relação DQO/N, variando entre 4 e 15 g DQO/g N. Estes pesquisadores também relatam que se faz necessária uma relação mínima de 3,5 a 4,0 g DQO/g N para que ocorra a desnitrificação, independente do tipo de matéria orgânica utilizada no processo.

3.6 Variações do sistema de lodos ativados

Originalmente, o sistema de lodos ativados foi inventado por Arden e Lockett, em 1914, com a utilização de um reator de fluxo intermitente chamado na época de sistema de *encher e descartar* (Fill and Draw). Dificuldades com a automação deste levaram ao seu abandono e um sistema de fluxo contínuo passou a ser utilizado e pesquisado com maior afinco. De acordo com Metcalf e Eddy (1991), as variações do sistema de lodos ativados são de natureza essencialmente hidráulica. Podem ser destacados os seguintes sistemas: plug-flow, mistura completa, alimentação escalonada, estabilização por contato, aeração prolongada, valos de oxidação, aeração de alta taxa e sistemas descontínuos (RSB).

3.6.1 Reator Seqüencial em Batelada (RSB)

A partir da década de 1970, foram reiniciadas diversas pesquisas visando um melhor entendimento e maior difusão dos reatores com operação intermitente. Já no início da década de 80, esta tecnologia passou a ser aplicada ao tratamento de uma grande diversidade de efluentes, principalmente industriais. A crescente facilidade de automação dos processos de tratamento torna a utilização dos reatores seqüenciais em batelada extremamente atrativa, tendo em vista sua grande eficiência na remoção de poluentes apontada por diversos estudos.

A característica principal dos RSB é sua operação de forma cíclica realizada dentro de um único reator, realizando no tempo o que um tratamento por fluxo contínuo realiza no espaço. Todas as unidades de processos e operações associadas ao tratamento convencional de lodos ativados estão incorporadas dentro de um único reator. Os ciclos de operação possuem durações definidas e são estabelecidos em função do tipo de tratamento a ser realizado, variações na vazão afluente, características do esgoto e da biomassa no sistema. A recirculação do lodo não se faz necessária, uma vez que a biomassa permanece por todo o tempo dentro do reator, à exceção da parcela descartada. Esta flexibilidade das etapas de um ciclo permite o estabelecimento de condições de processo que promovam a remoção biológica de nutrientes. O ciclo

operacional típico de um RSB foi proposto por Irvine e Bush (1979) *apud* Cybis (1992): enchimento, reação, sedimentação, retirada do sobrenadante e repouso (Figura 3.4).



FIGURA 3.4: Etapas típicas de um ciclo de RSB.

A fase de enchimento se caracteriza pela alimentação do reator, tornando o substrato disponível para a atividade da biomassa bacteriana. Pode ser realizada de forma estática, com mistura e com aeração, dependendo dos objetivos operacionais que se queiram atingir. O tempo de enchimento pode ser controlado através de temporizadores ou por válvulas de bóia até ser atingido um volume pré-determinado.

Atingido o volume de trabalho, inicia-se a fase de reação, que pode ser realizada com mistura do lodo, aeração ou ambos, conforme tipo de tratamento almejado. Na reação aeróbia pode ocorrer a degradação da matéria orgânica, nitrificação e também a absorção de ortofosfatos pelas bactérias removedoras de fósforo (van Haandel e Marais, 1999). A reação somente com mistura pode resultar em desnitrificação, caso haja a presença de nitratos e matéria orgânica no reator ou na liberação de fósforo, na ausência de nitrato.

Na fase de sedimentação, a mistura e aeração são desligadas proporcionando uma situação de calmaria dentro reator, permitindo uma eficiente separação sólido-líquido. Ao final da sedimentação, com a biomassa sedimentada junto ao fundo do reator, o efluente clarificado é retirado do sistema. A fase final de repouso não é obrigatória, sendo geralmente utilizada em aplicações com diversos tanques. A tabela 3.3 apresenta a duração das etapas do ciclo, segundo diferentes objetivos de remoção, proposta por EPA (1993).

TABELA 3.3: Duração de cada etapa do ciclo

Etapa	Aeração prolongada Remoção de DBO		Aeração prolongada Remoção de DBO e N	
	<i>Duração (h)</i>	<i>% do total</i>	<i>Duração (h)</i>	<i>% do total</i>
Enchimento	1,0	23,8	1,0	21,3
Enchimento com mistura	0,5	11,9	0,5	10,6
Enchimento com aeração	0,5	11,9	0,5	10,6
Reação aeróbia / anóxica	0,5	11,9	1,0	21,3
Sedimentação	0,7	16,7	0,7	14,8
Esvaziamento	0,5	11,9	0,5	10,6
Repouso	0,5	11,9	0,5	10,6
Total	4,2	100,0	4,7	100,0

Fonte: EPA (1993) (Modificado).

A tabela 3.4 apresenta durações de cada etapa do ciclo de um RSB segundo três alternativas de projeto.

TABELA 3.4: Duração das etapas do ciclo do RSB em função da remoção

Etapa	<i>Idade de lodo convencional</i>		<i>Idade de lodo convencional</i>		<i>Aeração prolongada</i>	
	<i>Remoção DBO</i>		<i>Rem. DBO, N e P</i>		<i>Rem. DBO, N e P</i>	
	<i>Duração (h)</i>	<i>% do total</i>	<i>Duração (h)</i>	<i>% do total</i>	<i>Duração (h)</i>	<i>% do total</i>
Enchimento	3,5	38,9	3,0	26,1	2,5	23,8
Enchimento com mistura	-	-	-	-	0,5	4,8
Reação anaeróbia	-	-	0,5	4,4	0,5	4,8
Reação aeróbia	3,0	33,3	2,5	21,7	2,5	23,8
Reação anóxica	-	-	2,0	17,4	2,0	19,1
Sedimentação	1,0	11,1	1,5	13,0	1,0	9,5
Esvaziamento	1,5	16,7	2,0	17,4	1,5	14,3
Total	9,0	100,0	11,5	100,0	10,5	100,0

Fonte: von Sperling (2002)

Nas tabelas anteriores, os autores indicam exemplos de diferentes idades do lodo que são: de 4 a 6 dias – modalidade convencional, sem remoção de nutrientes; de 8

a 10 dias – modalidade convencional, com remoção de nutrientes; e de 20 a 25 dias – modalidade aeração prolongada, com remoção de nutrientes.

Um sistema em batelada para a remoção de carbono e nitrogênio incorpora uma etapa anóxica após a etapa aeróbia, também conhecida como pós-desnitrificação. Para este sistema, menores taxas de desnitrificação são apontadas devido a menor disponibilidade de carbono orgânico. Neste caso, a desnitrificação ocorre em condições de respiração endógena (von Sperling, 2002). Para que ocorram maiores taxas de desnitrificação, desloca-se a etapa anóxica precedendo a etapa aeróbia, conhecida como pré-desnitrificação, com a utilização do carbono do esgoto bruto.

Segundo Irvine e Richter (1976), destacam-se as seguintes vantagens do RSB em relação a um sistema em fluxo contínuo: o RSB apresenta a facilidade de equalização das vazões e cargas afluentes, absorvendo essas variações durante a etapa do enchimento; o sistema não sofre problemas de curto-circuitos durante a etapa de sedimentação; há a possibilidade de escolha do regime de operação conforme tática de enchimento, aplicando-se um regime plug-flow a partir de um enchimento instantâneo ou aproximar-se de um regime em mistura completa a partir de um enchimento prolongado e flexibilidade do tempo de reação. Como desvantagens, são apontadas: a necessidade de automação do sistema através da utilização de diversos equipamentos; descarga concentrada e rápida ocasionando uma carga de choque para o corpo receptor; limitação a pequenas vazões.

No Instituto de Pesquisas Hidráulicas, diversas pesquisas foram realizadas a partir de estudos em RSB. Dentre eles, podem ser citados os trabalhos de Monteggia (1980), Heck (1980), Cybis (1992), Pinto (1998), Finger (2000), Pescador (2001) e Pickbrenner (2002). Atualmente, estão sendo desenvolvidos estudos sobre a implementação de sistema especialista difuso em RSB para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio (Arima *et al.*, 2004) e também sobre a cinética de reatores sequenciais em batelada (Santos, 2005).

3.6.2 Sistema de Fluxo Contínuo

Em um sistema de lodos ativados operando em fluxo contínuo, a manutenção da biomassa ativa no sistema se dá pela recirculação do lodo sedimentado no decantador secundário para o reator aeróbio (ou anóxico, dependendo do fim para que foi projetado). Neste sistema, pelos menos duas unidades básicas estão presentes: o reator aeróbio e o decantador secundário, que são constantemente alimentados com a água residuária a ser tratada e que libera, de forma ininterrupta, o efluente tratado. A figura 3.5 apresenta o esquema tradicional de um sistema de lodos ativados convencional operado em fluxo contínuo.

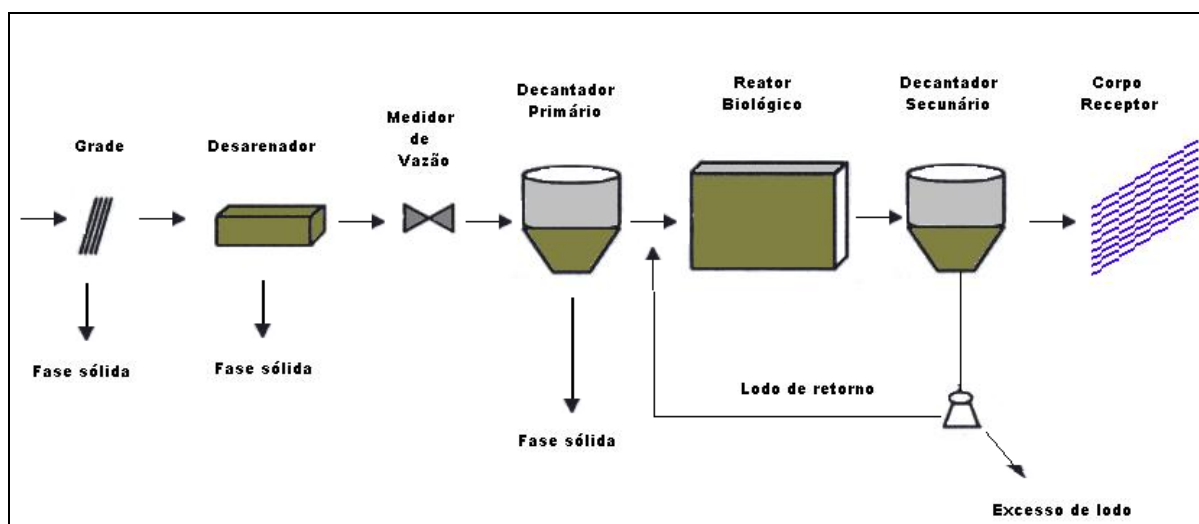


FIGURA 3.5: Representação esquemática do sistema de lodos ativados convencional de fluxo contínuo (von Sperling, 2002).

A necessidade de uma remoção conjunta de matéria orgânica e de nitrogênio obriga a adoção de diversas unidades contínuas e interligadas onde, em cada uma delas, ocorrerá uma determinada reação. Um dos sistemas mais consagrados para esta remoção conjunta foi criado por Barnard em 1973 e chamado de Bardenpho. De acordo van Haandel e Marais (1999), este sistema é constituído por três reatores em série, onde o primeiro e o terceiro são anóxicos e o segundo aeróbio (Figura 3.6).

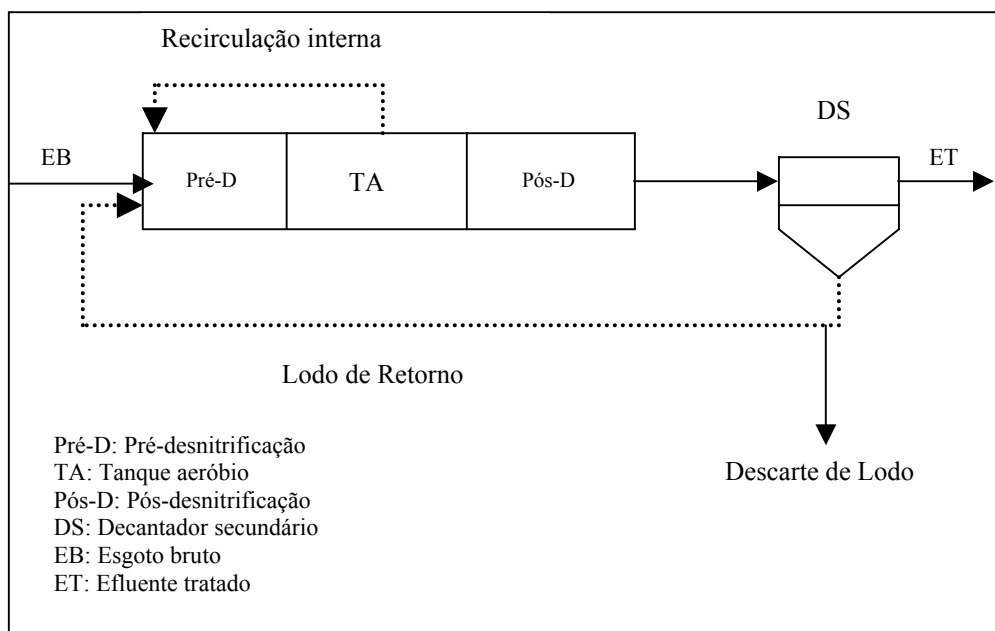


FIGURA 3.6: Representação esquemática do sistema Bardenpho.

No sistema Bardenpho, ocorre tanto a pré como a pós-desnitrificação: no primeiro reator há remoção de grande parte do nitrato a uma taxa elevada, sendo que o nitrato é introduzido através de recirculação do licor misto nitrificado no segundo reator (reator aeróbio). Neste primeiro reator também é realizada a alimentação com o esgoto a ser tratado. Desse modo, a matéria orgânica necessária para a desnitrificação vem do próprio esgoto afluyente. No terceiro (pós-desnitrificação), há remoção do nitrato restante, permitindo a obtenção de um efluente livre de nitrato.

3.7 Sedimentabilidade

3.7.1 Considerações gerais

O processo de sedimentação consiste na separação, por ação da gravidade, das partículas suspensas de maior peso presentes na água. Trata-se de uma operação largamente utilizada no tratamento de águas residuárias, podendo ocorrer desde o tratamento preliminar e primário até o tratamento secundário (remoção do floco

biológico) e tratamento avançado, quando se emprega a coagulação química. Em um processo de lodos ativados, os sólidos em suspensão – sendo a maioria de natureza biológica – devem ser eficientemente separados do efluente tratado (Horan, 1990).

Para esta operação, em sistemas de fluxo contínuo são utilizados decantadores concebidos para permitir que o lodo biológico seja separado do efluente tratado através de uma operação contínua, que descarrega o efluente praticamente livre de sólidos no corpo d'água receptor, enquanto que os sólidos sedimentados são recirculados novamente para o reator biológico. De acordo com Eckenfelder e Grau (1992), devido à alta concentração de sólidos em suspensão, geralmente na faixa de 2.000 a 5.000 mg/L, a sedimentação do licor misto em decantadores secundários é de natureza completamente diferente daquela de suspensões mais diluídas.

Em suspensões concentradas como o licor misto do processo de lodos ativados, há a formação de uma matriz de flocos interligadas que sedimentam com a mesma velocidade, conhecida como velocidade de sedimentação em zona. A sedimentação se dá pela ação das forças que agem sobre o conjunto de flocos interligados e não sobre cada floco individualmente. Para que haja sedimentação em zona, a concentração mínima de sólidos suspensos no licor misto deve ser entre 500 e 1.000 mg/L, sendo que abaixo deste valor os flocos tendem a sedimentar individualmente (van Haandel e Marais, 1999).

Segundo Forster (1985), diversos fatores exercem influência sobre a sedimentabilidade do lodo, como a configuração da estação, as espécies dominantes de microorganismos e a natureza da superfície do lodo.

3.7.2 Métodos de avaliação

A determinação das condições de sedimentabilidade do lodo pode ser realizada por meio de testes de sedimentação como o da velocidade de sedimentação zonal (VSZ) e o índice volumétrico de lodo (IVL). O parâmetro VSZ é definido pela velocidade com que as partículas em suspensão sedimentam. Numa proveta de 1000 mL é colocada a amostra e em intervalos de tempo faz-se a leitura da sedimentação do lodo,

lançando-se em um gráfico a altura da proveta contra o tempo das leituras. A tangente de maior inclinação à curva traçada determina o valor de VSZ (Ramalho, 1977).

Referindo-se ao teste da VSZ, Metcalf e Eddy (1991) descrevem o fenômeno da sedimentação ocorrendo quando uma suspensão concentrada e com uma concentração inicial uniforme é colocada em um cilindro graduado. Devido à alta concentração das partículas, o líquido tende a se deslocar ascensionalmente através dos interstícios das partículas contidas na suspensão. Como resultado, as partículas tendem a sedimentar como uma “manta”, mantendo a mesma posição relativa com relação a outra. Na medida em que as partículas sedimentam, uma camada com menor concentração é produzida acima desta região. As partículas dispersas (partículas mais leves remanescentes desta região) geralmente sedimentam como partículas discretas ou floculentas. Na maioria dos casos, desenvolve-se uma interface entre a região onde ocorre a sedimentação retardada e a zona superior a esta. A taxa de sedimentação na região retardada é uma função da concentração dos sólidos e suas características.

O processo de sedimentação continua e uma camada comprimida de partículas começa a se formar no fundo do cilindro na região de sedimentação por compressão, de maneira que se forma uma estrutura e a sedimentação só ocorre por compactação desta estrutura. À medida em que esta camada de sedimentação por compressão é formada, regiões que contêm concentrações mais baixas de sólidos se formam acima da camada de sedimentação por compressão e na porção superior do cilindro (Metcalf e Eddy, 1991). Para van Haandel e Marais (1999), o teste da VSZ não é muito adequado para o uso rotineiro nas estações de tratamento, porque é um tanto tedioso. Por essa razão, vários pesquisadores desenvolveram outros parâmetros para quantificar a sedimentabilidade do lodo.

Nesta revisão bibliográfica será dada uma ênfase maior nos testes de avaliação da sedimentabilidade que serão aplicados na pesquisa, quais sejam, o índice volumétrico do lodo (IVL) e sua variação, o índice volumétrico do lodo agitado (IVLA).

3.7.2.1 Índice Volumétrico do Lodo (IVL)

O IVL, também conhecido como índice de Mohlman, é definido como sendo o volume, em mL, que é ocupado por um grama de lodo após um período de sedimentação de trinta minutos, em cilindro graduado. O peso referido anteriormente é o peso seco dos sólidos em suspensão do tanque de aeração. De acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1998), na forma mais usual de rotina operacional, o teste é realizado inicialmente determinando-se o nível de lodo que sedimenta num período de trinta minutos em cilindro graduado de 1,0 L. A seguir, determina-se o teor de sólidos em suspensão da amostra e, de posse desses valores, obtém-se o valor do IVL de acordo com a equação (3.21).

$$IVL = \frac{V_{30}(mL/L)}{X_{va}(mg/L)} \cdot 1000(mg/g) \quad (3.21)$$

onde:

V_{30} = volume do lodo sedimentado após 30 minutos do início do teste;

X_{va} = concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração;

IVL = índice volumétrico do lodo em mL/g

Pessôa e Jordão (1985) apresentam o quadro 3.5 onde as condições de sedimentabilidade podem ser avaliadas utilizando-se o conceito do IVL. Porém, os mesmos autores citam que valores típicos de uma determinada ETE não devem ser comparados aos valores de outra, pois estes valores podem variar de acordo com as características e as concentrações de sólidos em suspensão no tanque de aeração.

Segundo Krishna e van Loosdrecht (1999), um dos fatores que tem influência sobre o valor do IVL é a temperatura, principalmente a baixos valores de idade do lodo. Estudos realizados variando-se a temperatura de 15 a 35°C mostraram que o IVL passou de 110 mL/g na temperatura mais baixa para 540 mL/g quando a temperatura atingiu 35°C.

TABELA 3.5: Condições de sedimentabilidade e o IVL

<i>IVL</i>	<i>Condições de sedimentabilidade</i>	<i>Características do efluente</i>
< 50	Perfeita	Sem turbidez
50 - 100	Muito boa	Bom
100 - 200	Tolerável	Perigo de intumescimento e perda de lodo
200 - 400	Má	Lodo “doente”
> 400	Praticamente impossível	Perda total de lodo

Fonte: Pessoa e Jordão (1985).

Apesar de sua simplicidade e grande aplicabilidade na prática de tratamento de águas residuárias, o teste do IVL possui algumas limitações. A principal delas é que seu valor depende principalmente da concentração dos sólidos suspensos (van Haandel e Marais, 1999). White (1975) *apud* Catunda *et al.* (1989) desenvolveu uma modificação deste método na tentativa de eliminar a influência dos sólidos em suspensão: o IVLA.

3.7.2.2 Índice Volumétrico do Lodo com Agitação (IVLA)

O índice volumétrico do lodo com agitação tem a vantagem de ser mais representativo sobre as condições de sedimentabilidade em decantadores secundários que utilizam raspadores de lodo. Desenvolvido por White em 1975, este índice é definido como o volume de lodo por unidade de massa de sólidos suspensos determinado numa proveta de 1,0 L, após trinta minutos de decantação, com suave agitação mecânica durante o processo. Von Sperling (2002) recomenda uma agitação na ordem de 2 rpm. Segundo van Haandel e Marais (1999), o IVLA quase não depende da concentração de sólidos suspensos, exceto no caso de uma velocidade de sedimentação baixa ($VSZ < 1$ m/h). Von Sperling (2002) apresenta um quadro com uma interpretação aproximada do resultado do IVL e do IVLA (Tabela 3.6).

TABELA 3.6: Interpretação aproximada do Índice Volumétrico do Lodo

<i>Sedimentabilidade</i>	<i>Faixa de valores do índice volumétrico do lodo (mL/g)</i>	
	<i>IVL</i>	<i>IVLA</i>
Ótima	0 - 50	0 – 50
Boa	50 - 100	50 – 80
Média	100 - 200	80 – 140
Ruim	200 - 300	140 – 200
Péssima	> 300	> 200

Fonte: von Sperling (2002).

3.7.3 Problemas relacionados à sedimentabilidade

Ultimamente, uma crescente atenção tem sido dispensada no estudo dos problemas responsáveis pela produção de um lodo com más características de sedimentabilidade. Dentre esses problemas, destacam-se o intumescimento do lodo e a formação de espuma nos decantadores secundários.

3.7.3.1 Intumescimento do lodo (Bulking)

O intumescimento do lodo ocorre devido ao crescimento excessivo de microorganismos filamentosos, resultando em uma sedimentação pobre do lodo. Segundo Metcalf e Eddy (1991), as causas mais comuns de intumescimento estão relacionadas às características físicas e químicas da água residuária, às limitações da estação de tratamento e à operação do sistema. Para van Haandel e Marais (1999), as variações que ocorrem em alguns parâmetros operacionais também podem ter influência sobre o intumescimento do lodo, como por exemplo, variações de vazão e concentração, valor baixo de pH, temperatura, água residuária séptica (presença de sulfetos), déficit de

macronutrientes e demais componentes do esgoto. Em relação às limitações de projeto citam-se a capacidade de suprimento de ar, a presença de curto-circuitos e a pouca mistura. As causas operacionais mais comuns que contribuem para este problema incluem a baixa quantidade de oxigênio dissolvido no tanque de aeração, falta de nutrientes, baixa idade do lodo, choques de carga orgânica e alto valor da relação F/M.

De acordo com van Haandel e Marais (1999), o crescimento de microorganismos com filamentos longos e fortes permite a formação de flocos macroscópicos que se mantêm intactos, mesmo no ambiente turbulento de mistura líquida no reator biológico. Entretanto, quando há um crescimento excessivo destes organismos, a sedimentabilidade do lodo diminui devido a dois fatores principais: (a) a densidade do floco diminui, ou seja, a estrutura do floco se torna mais difusa; e (b) a aproximação de dois flocos é dificultada devido aos filamentos longos formando uma espécie de “ponte” entre flocos, que funcionam como barreiras contra a aproximação destes. Por outro lado, de acordo com esses autores, é possível que o crescimento de organismos filamentosos seja insuficiente, originando uma fraca estrutura dos flocos que, ao se desintegrar, formarão flocos pequenos que sedimentarão muito lentamente. Segundo Martins *et al.* (2004), existem várias hipóteses para explicar o desenvolvimento das bactérias filamentosas, porém não há prova final sobre a validade das mesmas.

3.7.3.2 Formação de espuma

Embora as causas desta formação não tenham sido ainda identificadas precisamente, a formação de espuma no sistema de lodos ativados tem sido atribuída à presença de bactérias dos gêneros *M. Parvicella* e *Nocardia*. Estes organismos retêm gás nos flocos de maneira que estes tendem a flotar. De acordo com van Haandel e Marais (1999), a espuma se apresenta como uma camada superficial grossa e viscosa quando o ambiente é tranquilo como nos reatores anóxicos ou no decantador secundário ou então como uma espuma nos reatores aeróbios. Esta espuma pode originar sérios problemas de operação do sistema, tais como: redução da eficiência de transferência de oxigênio pelos aeradores de superfície; a espuma formada pode ter uma fração considerável de lodo ativado, prejudicando a eficiência do tratamento; em regiões de

clima quente, a espuma presente na superfície do decantador poderá entrar em anaerobiose, espalhando um odor ofensivo (Jenkins *et al.*, 1993).

Algumas medidas de controle têm sido aplicadas e, segundo van Haandel e Marais (1999), com obtenção de um grau variado de êxito. Entre elas, citam-se: (a) diminuição da idade de lodo; (b) adição de sobrenadante do digestor anaeróbio à mistura líquida; (c) uso de antiespumantes; e (d) aplicação de jatos de água na superfície do decantador para a ruptura mecânica da espuma.

3.8 Microfauna presente no lodo ativado

Em um sistema de lodos ativados, os componentes bióticos são representados por decompositores (bactérias e fungos) que utilizam a matéria orgânica dissolvida no esgoto, e pelos consumidores (flagelados, ciliados, rizópodes e pequenos metazoários) que se alimentam de bactérias dispersas e outros organismos (Madoni, 1994). A identificação e quantificação dos protozoários e metazoários presentes no lodo ativado pode ser considerada como uma ferramenta útil para indicar o desenvolvimento do processo, bem como sua eficiência.

De acordo com Curds (1969), a função que a microfauna desempenha no processo de lodos ativados está relacionada a sua capacidade de assimilar diretamente a matéria orgânica e de ingerir fungos e bactérias, inclusive as que causam doenças como cólera, febre tifóide e desintéria. Para Branco (1986), os protozoários não permitem que as bactérias atinjam, no esgoto, um número tal que cause o acúmulo de produtos tóxicos ou a escassez de nutrientes, mantendo-as na fase de crescimento logarítmico, na qual as mesmas são mais produtivas. Devido a esta predação das bactérias livres, diversos autores sugerem que os protozoários têm uma função maior na clarificação final do efluente (Curds, 1982).

As relações de predação e competição existente no lodo ativado criam oscilações e sucessões de populações até que seja alcançada uma dinâmica estável. Esta dinâmica é de grande importância para a compreensão da função dos protozoários e metazoários como indicadores da eficiência de tratamento. As mudanças na comunidade da microfauna – em resposta à mudanças das condições de operação – estão ligadas, em

particular, com a idade do lodo, nitrificação, razão alimento/microorganismos e oxigênio dissolvido (Madoni *et al.*, 1993).

3.8.1 Protozoários

Os protozoários são organismos unicelulares, com tamanho microscópico e sua classificação é feita em função de sua morfologia, meio de locomoção e hábitos alimentares. Aponta-se a existência de mais de 65.000 espécies observadas. São os predadores mais comuns das bactérias e seu número, nos processos de lodos ativados, pode chegar a 50.000 por mL ou 5% do peso seco total (Curds, 1982 e Eikelboom, 1988 *apud* Ratsak, 1996). Nesta revisão, serão descritos os grupos taxonômicos representados pelos flagelados, ciliados e amebas, devido ao seu maior valor como parâmetro indicativo do processo de lodos ativados.

3.8.1.1 Flagelados

Pertencentes ao filo *Sarcomastigophora* e ao sub-filo *Mastigophora*, os flagelados possuem, de forma geral, o corpo ovalado, longo ou esférico, e sua locomoção é realizada através de um ou mais flagelos, que em geral, possuem tamanho superior ao de seu próprio corpo. São agrupados em duas classes distintas: *Phytomastigophorea* e *Zoomastigophorea*.

Os flagelados da classe *Phytomastigophorea* têm a capacidade de obter alimento de forma tanto autotrófica quanto heterotrófica, sendo muitas vezes classificados como algas. Podem ser citados como exemplos, *Euglena*, *Volvox* e *Oicomonas*. A classe *Zoomastigophorea* é restrita aos organismos heterotróficos e estão presentes em maior número nas estações de tratamento por lodos ativados. Exemplos desta classe são *Bodo*, *Polytoma* e *Tetramitus*. São apontados como normalmente dominantes durante a fase inicial da estação quando as bactérias formadoras de floco ainda são escassas. Sua presença em grande quantidade no lodo maduro é associada a uma má performance da depuração biológica devido as seguintes causas: a) lodo pouco aerado; b) sobre-carga; c) presença de substâncias fermentativas (Drakides, 1978; Madoni, 1986 *apud* Madoni, 1994).

Em um sistema de lodos ativados, estes protozoários competem com os ciliados bacterívoros, além de serem objeto de atividade predatória de outros protozoários. Desta forma, sua presença no lodo ativado é limitada a poucos indivíduos. No caso de uma disfunção do sistema, seu número pode aumentar e conseqüentemente indicar uma diminuição de sua performance (Madoni, 1994).

3.8.1.2 Amebas

Também pertencentes ao filo *Sarcomastigophora*, as amebas constituem o sub-filo *Sarcodina*. São caracterizadas por possuírem a habilidade de moverem-se através de saliências temporárias das células, conhecidas como pseudópodes. Estes pseudópodes servem como organelas de locomoção e alimentação. A estrutura da ameba é composta de uma massa de protoplasma clara, incolor e gelatinosa, com núcleo não visível. Sua velocidade de locomoção é bastante baixa, dando a impressão de não estarem se movendo. Alimentam-se de outros protozoários, algas, rotíferos e pequenos flagelados e ciliados (Branco, 1985). São geralmente sazonais podendo ser encontradas em maior quantidade no verão, quando há um aumento da temperatura e de sua taxa de crescimento.

As amebas são representadas por duas classes: *Rhizopoda* e *Actinopoda*. Na primeira, as amebas podem ser nuas ou com carapaças, as quais contém proteínas, silicone ou calcáreo. As pertencentes à classe *Actinopoda* são geralmente esféricas e possuem fibras centrais temporais compostas por microtubos. Podem ter material mineral composto por sílica ou sulfato. Segundo Poole (1984), estes protozoários colonizam o lodo ativado operando com baixas cargas e são encontrados normalmente no tanque de aeração de estações com remoção de nitrogênio. São dominantes também em estações com longo tempo de retenção e alta concentração de OD (Drakides, 1978; Chierici e Madoni, 1991 *apud* Madoni, 1994). Sob estas condições se alcança uma excelente qualidade do efluente e conseqüentemente, alta performance da estação. Madoni (1994) associa sua presença a uma baixa concentração de nitrogênio amoniacal, alta concentração de OD e baixos valores de IVL.

3.8.1.3 Ciliados

Pertencentes ao filo *Ciliophora*, estes protozoários apresentam um número maior de espécies do que flagelados e amebas. Caracterizam-se por possuírem uma forma de reprodução única conhecida como conjugação – onde há um pareamento de dois indivíduos com fusão das membranas e troca do material genético – (Task Force on Wastewater Biology, 1995) e por possuírem cílios ao redor do corpo, que servem para sua locomoção e, para algumas espécies, como ajuda na sua alimentação. O alimento é capturado através de um turbilhonamento do meio provocado pelos batimentos ciliares, encaminhando as partículas para a abertura denominada citostoma.

Os protozoários ciliados possuem forma regular – oval, alongada ou esférica – ou variada, sendo que alguns possuem fibrilas contráteis que funcionam como músculos e como condução de estímulos sensoriais ou nervosos. Apresentam um macro e um micronúcleo, além de organelas (Storer e Usinger, 1978). São subdivididos em fixos, rastejantes e livres.

Os ciliados fixos (sub-classe *Peritrichia*) possuem o corpo em forma de sino e seus cílios são utilizados em sua alimentação, a qual se dá por sua ligação ao floco através de uma haste que serve como apoio. É um grupo normalmente co-dominante juntamente com os ciliados rastejantes, podendo representar cerca de 80% do total de espécies presentes no lodo ativado. Um grande aumento em seu número está associado à situações de transição que reduzem a performance da estação de tratamento (Drakides, 1978 *apud* Madoni, 1994). Quando a relação entre os rastejantes e os fixos encontra-se maior do que 0.5, pode-se esperar uma melhor qualidade do efluente final (Bedogni *et al.*, 1991 *apud* Madoni, 1994). Citam-se como exemplos *Vorticella*, *Operculária*, *Epistylis*, *Zoothamnium* e *Carchesium*.

Os protozoários ciliados rastejantes (sub-classe *Spriontricha*) possuem o corpo achatado e sua cília responsável pela alimentação é bem mais desenvolvida do que as demais. De acordo com Curds e Cockburn (1970), estão presentes em alta densidade e sua presença diminui com o aumento da carga de lodo. Altas densidades de ciliados rastejantes são associadas a valores de IVL menores do que 200; a valores de IVL maiores do que 400, a quantidade destes microorganismos reduz-se drasticamente

(Pagnotta e Tommasi, 1979 *apud* Madoni, 1994). Podem ser citados como exemplos, *Aspidisca*, *Chilodonella* e *Euplotes*.

Pertencentes a sub-classe *Holotrichia*, os protozoários livre-nadantes possuem um arranjo de suas cílios uniformemente distribuído ao redor de seu corpo. São mais abundantes na fase inicial do tratamento quando os flocos de lodo ainda estão escassos. Curds (1971) mostrou, através de uma simulação computacional da dinâmica da população microbiana, que uma alta qualidade do efluente foi produzida quando ciliados fixos e rastejantes eram dominantes, uma qualidade mediana quando o predomínio era de ciliados livre-nadantes e uma baixa qualidade do efluente quando não havia presença de ciliados. Exemplos deste grupo são *Paramecium* e *Litonotus*.

3.8.2 Metazoários

Os metazoários são microorganismos multicelulares com suas células geralmente dispostas em camadas ou tecidos. Serão estudados os grupos rotíferos, nematódeos, anelídeos e tardígrados.

3.8.2.1 Rotíferos

Na classe *Rotifera* incluem-se microorganismos que se caracterizam por possuírem tronco e cauda afilada, frequentemente articulada, com pés tendo glândulas adesivas para sua fixação. Segundo Storer e Usinger (1978), sua extremidade anterior, com disco troncal possuindo cílios, é utilizada para locomoção e alimentação. Seu corpo pode ser delgado, largo, em forma de saco, achatado ou esférico e divide-se em três partes: uma região anterior curta, o tronco – que compõe a maior parte do corpo – e um pé terminal. O nome desta classe origina-se dos cílios vibratórios presentes na extremidade anterior do corpo dos organismos. Esta coroa de cílios é capaz de criar uma corrente de água que concentra o alimento na região da boca. Podem ser citados como exemplos *Epiphanes*, *Lecane*, *Rotaria*, *Philodina* e *Philodinavus*.

Os rotíferos são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica nos processos de lodos ativados além de auxiliarem na penetração de oxigênio e reciclagem de nutrientes minerais. Pelo fato de consumirem um grande número de bactérias, os

rotíferos ajudam a manter a população bacteriana sadia e num estado de crescimento ativo. Outra característica importante é que sua presença geralmente reduz a turbidez do efluente, uma vez que se alimentam de bactérias não-formadoras de floco (Task Force on Wastewater Biology, 1995). Segundo Lapinski e Tunnacliffe (2003), a presença de rotíferos do gênero *Bdelloid* pode diminuir a turbidez do efluente devido ao seu consumo de biomassa suspensa.

3.8.2.2 Nematódeos

Os nematódeos são organismos alongados, cilíndricos, com extremidades gradualmente afiladas e sem segmentação ao longo do corpo. Contam somente com músculos longitudinais que produzem movimentos por contrações rápidas oscilando em forma de *S*. Segundo Branco (1985), os nematódeos são amplamente distribuídos e freqüentemente dominam o habitat aquático e terrestre, sendo de vida livre no solo, água ou esgoto, ou parasitas no homem, como por exemplo *Ascaris*, *Lombriga* e *Necator*.

No processo de lodos ativados, estes microorganismos encontram-se geralmente em pequeno número devido ao ambiente turbulento não permitir um fácil encontro e copulação entre macho e fêmea. Além disto, o ciclo de vida dos nematódeos é geralmente superior a maioria das idades de lodo adotadas no processo (Task Force on Wastewater Biology, 1995).

3.8.2.3 Anelídeos

Os anelídeos estão entre os maiores metazoários presentes no processo de lodos ativados. Possuem o corpo alongado, geralmente cilíndrico, apresentando segmentação (anéis) em toda sua extensão. Na lateral de cada segmento estão presentes tufo de cerdas rígidas que auxiliam na locomoção devido a sua fixação ao substrato. Cita-se como exemplo o gênero *Aelosoma*, que se caracteriza por possuir glândulas de cor alaranjada distribuídas ao longo de toda a epiderme (CETESB, 1991). Na Figura 3.7 pode-se observar fotografias tiradas durante a observação ao microscópio de diversas classes de protozoários e metazoários.

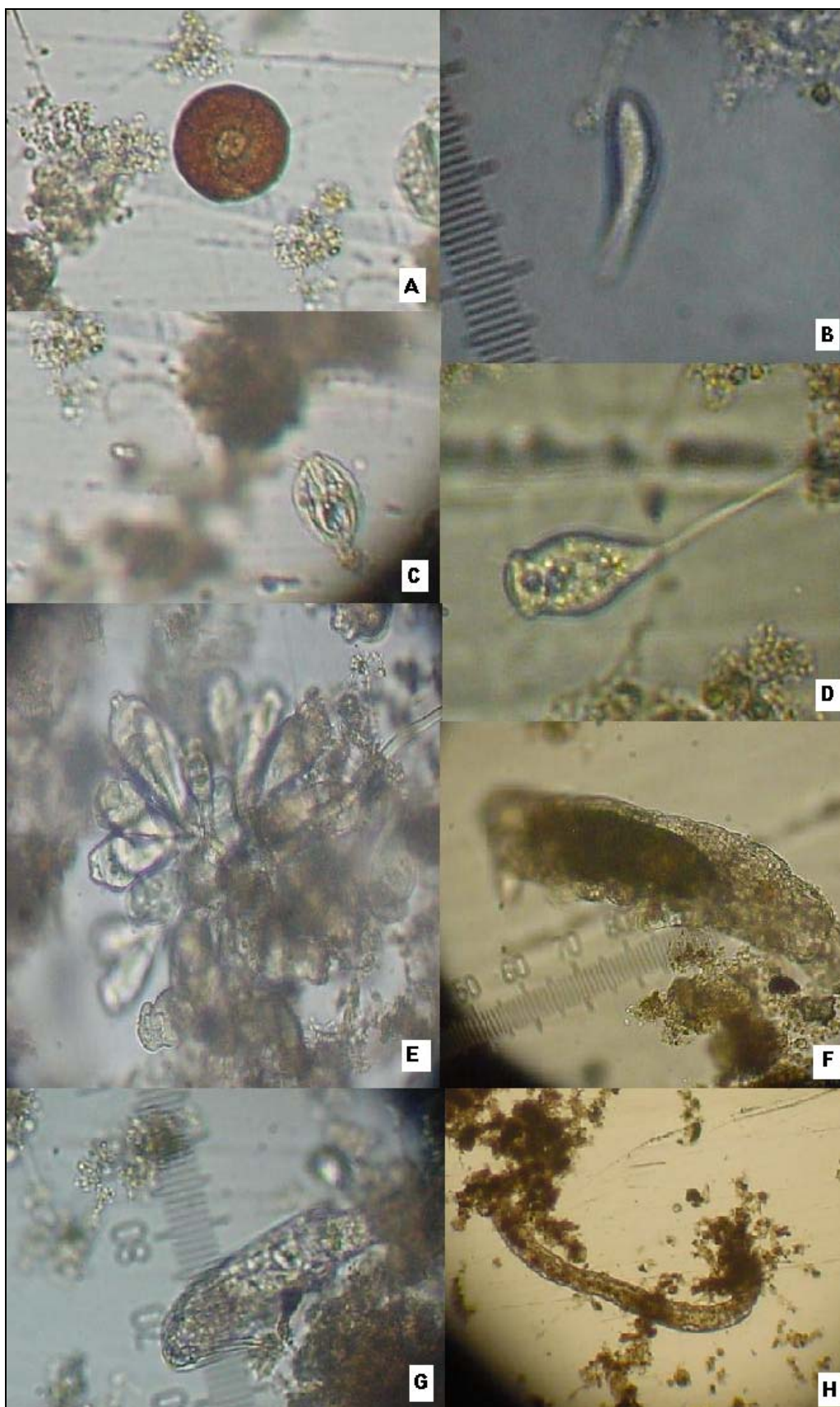


FIGURA 3.7: Microfauna observada durante as análises ao microscópio: (A) ameba, (B) ciliado livre-nadante, (C) ciliado rastejante, (D) e (E) ciliado fixo, (F) tardígrado, (G) rotífero, (H) anelídeo.

3.8.2.4 Tardígrados

Esses micrometazoários possuem o corpo curto, cilíndrico, roliço, exibindo ventralmente quatro pares de patas curtas e grossas. Suas extremidades anterior e posterior são levemente arredondadas de maneira abrupta, não havendo demarcação entre cabeça e tronco. São comumente chamados de *water bears* e, segundo alguns autores, raramente observados em sistemas de lodos ativados e, portanto, com papel pouco conhecido como indicador das condições de depuração. Cita-se como exemplo o gênero *Macrobotus* (CETESB, 1991).

3.8.3 Sucessão da microfauna

A seqüência de predominância relativa dos principais grupos de protozoários e metazoários é apresentada na figura 3.8. Em um sistema de lodos ativados, as interações ecológicas na comunidade microbiana têm como consequência que o aumento no número de microorganismos de um grupo seja acompanhada pela redução de uma outra população, devido à característica seletiva exercida pelo meio em transformação (Horan, 1990; von Sperling, 2001).

Na partida de uma estação de tratamento, o meio apresenta uma elevada DBO, as bactérias ainda estão em menor número e algumas amebas podem ser observadas. Com o progressivo aumento no número de bactérias, as amebas são substituídas por flagelados que conseguem competir mais eficientemente por alimento. Com o passar do tempo, os flagelados tendem a diminuir seu número dando lugar aos ciliados. De acordo com Al-Shahwani e Horan (1991), a presença de ciliados livres indica um lodo ativado com um grande número de bactérias e caracterizado por uma boa remoção de DBO. Com a diminuição da DBO remanescente, as bactérias passam a ser o alimento preponderante, surgindo ciliados fixos – que requerem menor quantidade de energia por estarem fixos ao floco – e rotíferos. De acordo com Branco (1986), os rotíferos consomem uma grande quantidade de bactérias dispersas, ajudando a manter sua população e taxa de crescimento estáveis. Dessa forma, há uma redução na turbidez do efluente.

Com o prosseguimento do processo, o sistema de lodos ativados pode atingir graus de estabilidade ainda mais elevados, com o conseqüente desaparecimento de ciliados fixos, que serão substituídos por rotíferos, nematódeos e até mesmo larvas de insetos (Branco, 1986).

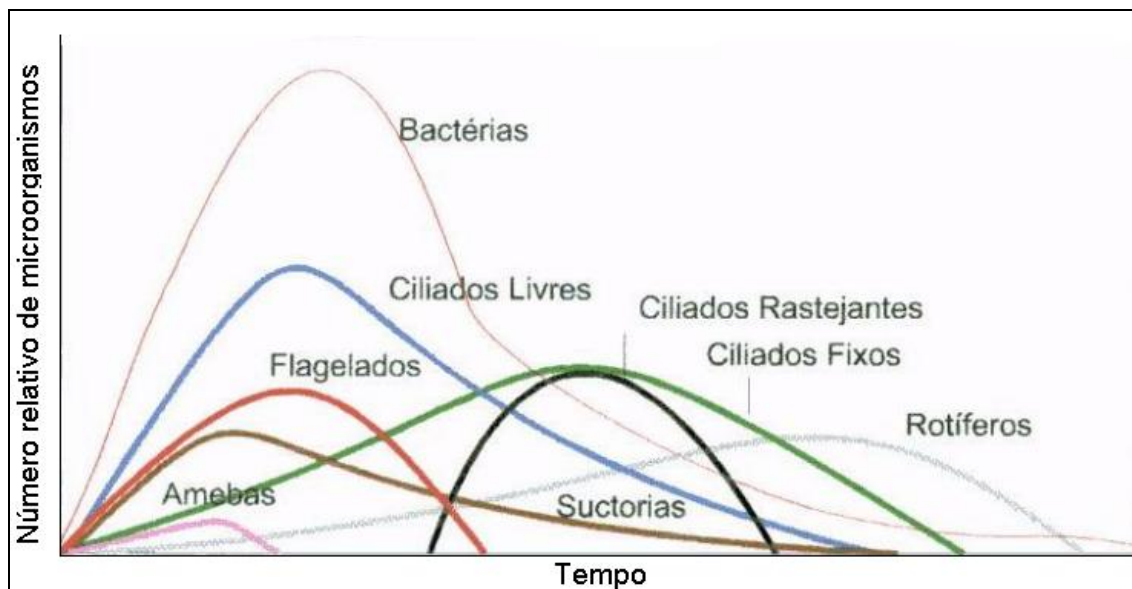


FIGURA 3.8: Crescimento relativo dos microorganismos no lodo ativado (Metcalf e Eddy, 1991).

3.8.4 Indicação da condição de desempenho

Uma classificação da qualidade do efluente foi apresentada por Curds (1982), obtida através de observações de protozoários presentes no lodo realizadas por outros autores. Segundo ele, em um efluente pobre, aparecem protozoários livres que obtêm seu alimento da matéria em suspensão ou solução. Um efluente intermediário é inicialmente caracterizado pela presença de protozoários capazes de nadar livremente bem como pelos rastejantes, obtendo alimento da matéria em suspensão e material adsorvido na superfície do floco. Finalmente, em um efluente bom são encontrados microorganismos de hábitos fixos ou rastejantes.

A tabela 3.7 apresenta uma lista de diferentes situações onde é possível relacionar o valor indicativo de protozoários com a operação da estação de lodos ativados (Horan, 1989).

TABELA 3.7: Relação entre protozoários e condições do tratamento

<i>Observação de protozoários</i>	<i>Valor indicador</i>
1. Ciliados fixos presentes em número apreciável. Ciliados rastejantes também estão presentes, mas são poucos. Sem a presença de flagelados.	Lodo bom e maduro resultando em uma baixa DQO do efluente. Geralmente ocorre nitrificação.
2. Todos os protozoários estão ativos, mas flagelados aumentam e o lodo está desfloculando, produzindo um grande número de bactérias livres.	O oxigênio é baixo no tanque de aeração, devido ao tempo de residência excessivo ou a choque de carga orgânica.
3. Ciliados fixos inativos, sendo que os ciliados rastejantes e livres estão, na maioria, ativos.	Choque de carga tóxica (possível aumento da concentração de OD devido à taxa metabólica reduzida das bactérias). Possível perda ou redução da nitrificação.
4. Todos os protozoários estão inativos e/ou ausentes, exceto flagelados, cujo número aumenta apreciavelmente.	Grave carga de choque. Define a perda de nitrificação. A concentração de OD aumenta. Efluente com sólidos suspensos alto.
5. Todos os protozoários inativos e/ou ausentes, incluindo os flagelados.	Carga de choque extremamente severa, acarretando a morte das bactérias, causando um efluente com concentrações altas de sólidos suspensos e uma perda total de nitrificação.
6. Proporcionamento dos ciliados livres; número de ciliados fixos aumenta acompanhado por um aumento gradual de flagelados.	Razão alimento/microorganismos apresentando variações crônicas, resultado inicialmente, na perda da nitrificação, seguida de uma eventual perda da capacidade de tratamento.

(Fonte: Horan, 1989).

Cybis e Horan (1996) relacionaram a presença de protozoários e metazoários à operação de RSB para a nitrificação e desnitrificação. Pinto C. R. (1998), Pinto e Cybis (1997) e Pinto, Cybis e De Luca (1996) correlacionaram a densidade de espécies com diversos fatores ambientais presentes em RSB durante o processo de nitrificação, através da análise de regressão múltipla. Poole (1982) estudou a relação entre a microfauna presente no licor misto e a performance apresentada por diversas plantas de tratamento. Al-Shahwani e Horan (1991) estudaram a presença de diversos protozoários e sua relação com mudanças na performance de estações de tratamento por lodos ativados. Esteban *et al.* (1991) estudaram especificamente a dinâmica das comunidades de ciliados em sistemas de lodos ativados. Salvadó *et al.* (1995)

pesquisaram a utilização dos ciliados como indicadores de qualidade de efluentes gerados por sistemas de lodos ativados. Lee *et al.* (2004) correlacionaram diversos protozoários e metazoários a diferentes parâmetros físico-químicos em sistemas de lodos ativados. Chen *et al.* (2004) correlacionaram a performance e composição da microfauna em cinco estações de tratamento por lodos ativados.

4 METODOLOGIA

4.1 Introdução

Para a realização desta dissertação foram utilizados dois sistemas distintos de lodos ativados, ambos em escala piloto, construídos na Estação de Tratamento de Efluentes do DMAE localizada na Vila Esmeralda em Porto Alegre.

Os sistemas em questão possuem diferenças relacionadas ao fluxo de operação: o primeiro, operado de forma intermitente ou em batelada (RSB) e o segundo, operado de forma contínua, ambos possuindo um mesmo tempo de retenção celular ou idade de lodo e concebidos para uma remoção conjunta de carbono e nitrogênio.

A pesquisa dividiu-se em duas etapas, compreendendo duas idades de lodo distintas e pré-determinadas de 10 e 30 dias e foram aplicadas as mesmas análises físico-químicas para os dois processos. A idade de lodo utilizada neste experimento foi definida a partir do descarte de lodo intencional.

Juntamente com estas análises, foi realizado o acompanhamento qualitativo da microfauna presente no lodo. As possíveis mudanças que viessem a ocorrer na sua composição foram relacionadas com a sedimentabilidade e com os diversos parâmetros estudados nesta pesquisa. Estas investigações serviram também para comparar o comportamento dos sistemas de fluxo contínuo e intermitente.

4.2 Experimentos

Os reatores foram inoculados com um lodo proveniente de uma estação de tratamento operada pela Companhia Rio-Grandense de Saneamento (CORSAN) no município de Sapucaia do Sul. Esta estação possui dois reatores seqüenciais em batelada e trata esgoto de origem doméstica. Os sistemas foram inoculados no dia 12/02/2004 e, durante a primeira etapa, foram operados até o dia 02/04/2004. A segunda etapa da pesquisa deu-se do dia 08/04/2004 a 01/06/2004.

4.2.1 Reator Seqüencial em Batelada

O reator seqüencial em batelada utilizado para esta pesquisa constitui-se de um cilindro de ferro com 5 mm de espessura, com medidas internas de 1,50 m de altura e 0,80 m de diâmetro e volume de trabalho de 600 L. Este tanque foi previamente tratado com pintura epóxi e jateamento de areia, com a finalidade de prevenir eventuais processos de degradação do material devido ao contato com efluente a ser tratado. A Figura 4.1 apresenta um esquema deste reator e a Figura 4.2 mostra uma fotografia deste reator tirada na estação de tratamento.

O sistema é alimentado por um conjunto elevatório (motor-bomba) instalado na casa de máquinas do experimento, localizada no interior da ETE. O conjunto elevatório é composto por uma bomba de deslocamento positivo, marca Netzsch modelo 2NP15A, e um motor trifásico, marca Weg. A remoção do efluente do reator é realizada por meio de um conjunto elevatório semelhante ao da alimentação. Na base do reator está instalado um difusor de membrana, marca Nopol, alimentado por um compressor de ar com capacidade para 257 L, marca Schulz. Na instalação de fornecimento de ar está montada uma válvula solenóide para liberar a passagem de ar nos períodos de aeração. Para evitar zonas mortas no RSB, foi instalado um motorreductor de 100 rpm com eixo vertical e uma hélice para promover a mistura do licor misto. O reductor da marca Geremia tem relação de 1/15 e o motor elétrico trifásico da marca Weg desenvolve velocidade máxima de 1700 rpm. No interior do reator estão instaladas bóias para desligar os conjuntos elevatórios.

Os volumes de trabalho, alimentação e descarte de efluente são 600, 400 e 400 L por ciclo, respectivamente. O RSB realiza três ciclos diários. Cada ciclo operacional possui duração de 8 horas e é composto das seguintes fases, conforme Tabela 4.1: enchimento (uma hora), reação aeróbia (duas horas), reação anóxica (duas horas e quarenta e cinco minutos), remoção de gases (15 minutos), sedimentação (uma hora) e esvaziamento (uma hora). Para o controle do tempo de cada fase dos ciclos, existe um painel de comandos elétricos com timers analógicos ligados aos conjuntos elevatórios, na válvula solenóide e no sistema de agitação.

TABELA 4.1: Fases operacionais do RSB

Fase Operacional	Tempo	Aeração	Misturador
Enchimento	1 h	Desligada	Desligado
Reação Aeróbia	2 h	Ligada	Ligado
Reação Anóxica	2 h e 45 min	Desligada	Ligado
Remoção de Gases	15 min	Ligada	Ligado
Sedimentação	1 h	Desligada	Desligado
Descarte	1 h	Desligada	Desligado

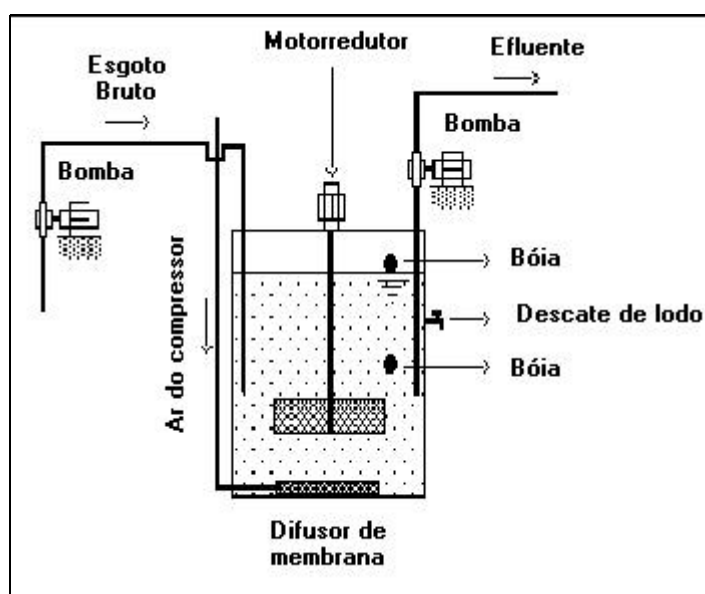


FIGURA 4.1: Representação esquemática do RSB.

O descarte de lodo foi realizado de forma manual, uma vez ao dia, ao final da reação anóxica, através de um registro localizado na lateral do reator na metade de sua altura. Para a idade de lodo de 10 dias o descarte foi de 60 L e para a idade de 30 dias, o descarte foi de 20 L. Como manutenção, uma limpeza periódica da tubulação de sucção junto ao poço da estação foi empregada.



FIGURA 4.2: RSB em escala piloto utilizado para a pesquisa.

4.2.2 Reator de Fluxo Contínuo

O sistema em fluxo contínuo utilizado para esta pesquisa é conhecido como Bardenpho, sendo composto por três reatores chamados de pré-anóxico, aeróbio e pós-anóxico, além de um decantador secundário. Este processo se caracteriza por possuir duas recirculações: a do lodo de retorno e a interna. A entrada do esgoto bruto e das recirculações ocorre no reator pré-anóxico. A figura 4.3 apresenta um esquema deste processo utilizado nesta pesquisa.

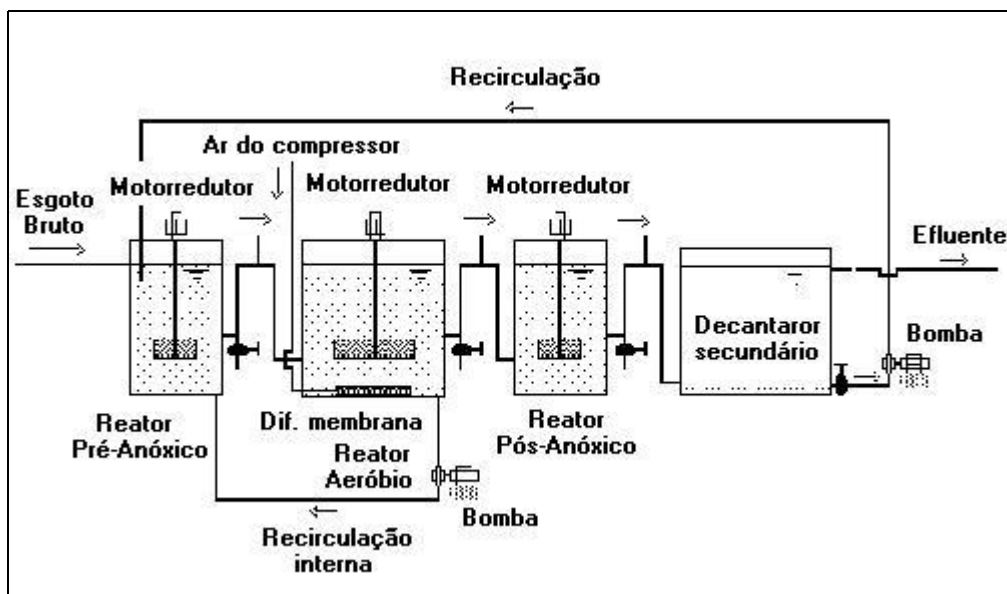


FIGURA 4.3: Esquema do sistema em fluxo contínuo utilizado.

O reator aeróbio foi concebido conforme o reator sequencial em batelada destacado anteriormente e foi operado com um volume de 400 L. O sistema é alimentado por um conjunto elevatório (motor-bomba) instalado na casa de máquinas do experimento, localizada no interior da ETE. O conjunto elevatório é composto por uma bomba de deslocamento positivo, marca Netzsch modelo 2NP15A, e um motor trifásico, marca Weg. Na base do reator está instalado um difusor de membrana, marca Nopol, alimentado por um compressor de ar com capacidade para 257 L. Na instalação de fornecimento de ar está montada uma válvula solenóide para liberar a passagem de ar ao reator aeróbio.

Para os reatores pré e pós-anóxico foram utilizados reatores de plástico e operados, respectivamente com 200 e 100 L. Para evitar zonas mortas nos reatores aeróbio e anóxicos, foram instalados motorredutores de 100 rpm com eixo vertical e uma hélice para promover a mistura do licor misto. Os redutores da marca Geremia têm relação de 1/15 e os motores elétricos trifásicos da marca Weg desenvolvem velocidade máxima de 1700 rpm. Conectada aos reatores aeróbio e pré-anóxico, uma bomba de deslocamento positivo é responsável pela recirculação interna com uma vazão de 300 L/h. A Figura 4.4 apresenta uma vista geral do sistema de fluxo contínuo em escala piloto utilizado para a pesquisa. Da direita para a esquerda, observa-se: reator pré-anóxico, reator aeróbio, reator pós-anóxico e decantador secundário.

O decantador secundário foi feito com um tonel de plástico de 200 L e possui um raspador de lodo ligado a um eixo central, com palhetas longitudinais recobertas com borracha, girando a 2 rpm, com vistas a facilitar o desprendimento dos gases produzidos na desnitrificação além de ajudar na recirculação do lodo. Esta recirculação é realizada pela lateral do decantador, junto ao fundo, através de uma bomba de deslocamento positivo, com uma vazão de 100 L/h. O efluente tratado é descartado por gravidade através de duas aberturas ligadas por tubulações junto à lateral superior do decantador. A Tabela 4.2 descreve o volume de trabalho dos reatores enquanto que a Tabela 4.3 apresenta as vazões empregadas no sistema.

TABELA 4.2: Volume dos reatores

Reator	Volume (L)
Pré-anóxico	200
Aeróbio	400
Pós-anóxico	100

TABELA 4.3: Vazões empregadas ao sistema

	Vazão (L/h)
Alimentação	50
Recirculação interna	300
Recirculação do lodo	100

À exceção das recirculações e da alimentação do sistema, o transporte do licor misto através dos reatores se deu por gravidade, bem como a alimentação do decantador secundário. O descarte de lodo foi realizado diariamente, de forma manual, na saída do reator pré-anóxico. Para as idades de lodo de 10 e 30 dias, o descarte foi, respectivamente, de 70 e 24 L.

Como manutenção, as seguintes medidas foram adotadas: limpeza diária da tubulação de sucção do esgoto bruto colocada junto ao poço úmido da estação; desobstrução diária das tubulações responsáveis pelo transporte por gravidade entre os reatores e calibração periódica das vazões das bombas de alimentação, recirculação interna e recirculação do lodo.



FIGURA 4.4: Sistema de fluxo contínuo em escala piloto.

4.3 Análises físico-químicas

As análises realizadas nesta pesquisa foram divididas em duas idades de lodo, de 10 e 30 dias, e tiveram como objetivo mostrar a eficiência do tratamento, descrever a composição do licor misto além de servir de apoio para o controle do processo. Para cada idade de lodo, adotou-se a seguinte frequência de análises físico-químicas: duas vezes por semana nos primeiros vinte dias; três vezes por semana do vigésimo ao quadragésimo dia de operação e, finalmente, dez dias consecutivos até o final de cada etapa. Na primeira etapa, o teste de IVLA só pôde ser realizado durante os últimos 10 dias devido à problemas enfrentados em relação ao prazo de entrega do aparelho projetado para este fim.

Com relação à eficiência dos tratamentos empregados, foram feitas análises da entrada e saída dos reatores onde os seguintes parâmetros serão investigados:

- Esgoto Bruto:
 - Temperatura
 - pH
 - Alcalinidade

- DQO
 - NH₃ e NTK
 - Sólidos totais.
- Efluentes do RSB e FC:
 - Temperatura
 - pH
 - Alcalinidade
 - DQO
 - NH₃, NTK e nitrato
 - Sólidos totais
 - Sólidos suspensos.

Para o licor misto, além das análises de sua composição, parâmetros de controle do processo também foram analisados, a saber:

- Lodo do RSB e FC:
 - Temperatura
 - pH
 - Alcalinidade
 - OD
 - DQO
 - NTK
 - Fósforo total
 - Sólidos suspensos
 - IVL e IVLA.

Por conveniência operacional, o ponto de amostragem para o licor misto no sistema em fluxo contínuo foi sempre na saída do reator pré-anóxico, enquanto que no reator em batelada esta coleta se realizou sempre na mesma fase operacional, qual seja, ao final da reação anóxica.

Dentre os parâmetros utilizados para avaliar a sedimentabilidade do lodo, foram empregados o Índice Volumétrico de Lodo – realizado em uma proveta de 1L - e sua variante, o Índice Volumétrico de Lodo Agitado. Este último teste foi realizado em um aparelho montado especificamente para este fim, concebido de acordo com Catunda

et al. (1989). Para tanto, foi utilizada uma coluna graduada de acrílico com dimensões de 78 cm de altura e 10 cm de diâmetro, originando um volume aproximado de 6,0 L, com um dispositivo superior para a entrada da amostra e uma torneira na parte inferior para que a mesma fosse descartada (Figura 4.5). Neste cilindro, conectado a um motor e a um controlador de velocidade, foi acoplado um eixo central com palhetas longitudinais responsáveis por agitar suavemente o lodo a 2 rpm.



FIGURA 4.5: Cilindro utilizado para o teste do IVLA.

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Tecnologias Ambientais do IPH, em seguida à coleta, à exceção de amônia e NTK que foram preservadas com 0,8 mL de H_2SO_4 concentrado por litro de amostra e posterior refrigeração a 4°C; amostras para análise de nitrato, que foram filtradas e congeladas; e fósforo total que foi refrigerado a 4°C.

As análises físico-químicas descritas anteriormente foram realizadas de acordo com Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20ª edição (1998). A tabela 4.4 apresenta a referência para as análises efetuadas.

TABELA 4.4: Análises segundo Standard Methods (1998)

<i>Análise</i>	<i>Metodologia</i>
Alcalinidade Total	Titulometria
DQO	Refluxo Fechado
Fósforo Total	Ácido Ascórbico
pH	Potenciométrico
Nitrato	Cromatografia Iônica
Nitrogênio Amoniacal	Nessler*
Nitrogênio Total Kjeldahl	Nessler*
Nitrogênio Orgânico	Nessler*
Sólidos Suspensos Totais	Gravimetria
Sólidos Suspensos Voláteis	Gravimetria
Temperatura	Medição Direta

*Standard Methods (1985).

4.4 Análise quali-quantitativa da microfauna

A análise da microfauna presente no lodo foi realizada de segunda a sábado, desde a inoculação dos reatores até o final da segunda idade de lodo. No RSB, as amostras foram coletadas ao final da fase anóxica (por conveniência operacional) e no sistema em fluxo contínuo na saída do reator aeróbio, utilizando-se frascos escuros de vidro de 1L. Os frascos foram preenchidos somente pela metade a fim de manter oxigênio em sua parte superior e o material foi transportado e analisado em até, no máximo, 30 minutos após sua coleta.

A observação da microfauna limitou-se aos protozoários e metazoários. Em relação aos protozoários, a identificação do filo “Sarcomastigophora” limitou-se à diferenciação dos flagelados e amebas, não passando deste nível de observação. Por outro lado, o filo “Ciliophora” (ciliados) foi identificado em nível de gênero com o uso de chaves referenciadas por pesquisadores. Para o sub-reino metazoários, o estudo deu-se em nível de sub-filo, diferenciando rotíferos, nematóides, anelídeos e tardígrados.

A identificação e contagem dos microorganismos se deram pela utilização de um microscópio da marca Zeiss-Jenaval, modelo 30-G0020C, com magnitude de 125 vezes. Para a contagem, utilizou-se uma câmara de Sedgwick-Rafter de formato retangular (50 x 20 mm), composta de 20 faixas horizontais com 50 quadrados (1 x 1 mm) cada. A câmara possui ainda uma profundidade de 1 mm, conferindo à mesma um volume útil de 1 mL. Este volume foi preenchido completamente com a amostra previamente homogeneizada.

Para a quantificação da microfauna, foram contadas duas faixas intermediárias e a densidade dos microorganismos obtida a partir da relação:

$$N = \frac{C \cdot 1000}{L \cdot D \cdot W \cdot S}, \text{ onde:} \quad (4.1)$$

N: Densidade de microorganismos por mL;

C: Número de microorganismos contados;

L: Comprimento da faixa em mm;

D: Profundidade da câmara em mm;

W: Largura da faixa em mm;

S: Número de faixas contadas.

O procedimento acima descrito consta no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20ª edição (1998) com o número 10200-F.

4.5 Estatística dos dados

Os resultados obtidos pelos sistemas de tratamento foram comparados através do teste “t” – quando apresentavam distribuição normal – ou então através do teste “Mann-Whitney” quando esta distribuição normal não era constatada. Esta comparação foi realizada para os parâmetros: sólidos totais, sólidos suspensos voláteis, DQO e nitrogênio total presente nos efluentes dos sistemas, além de IVL, IVLA e sólido suspensos voláteis presentes no licor misto. Para os parâmetros indicados anteriormente, foi apontado o nível de significância das diferenças entre os resultados apresentados pelos sistemas.

No estudo da microfauna observada nos sistemas, correlacionaram-se diversos parâmetros físico-químicos com diferentes classes e gêneros de microorganismos. Esta correlação se deu através de coeficientes de Pearson, aplicada após uma transformação dos dados que não seguiam uma distribuição normalizada. Os dados que não apresentavam distribuição normal foram transformados utilizando-se a expressão: $variável_1 = \ln (variável + 1)$, conforme trabalhos de Al-Shahwani e Horan (1991), Esteban *et al.* (1991), Salvadó *et al.* (1995) e Lee *et al.* (2004). O nível de significância da correlação também foi apontado neste estudo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos nas duas etapas da pesquisa realizada conforme procedimentos descritos no capítulo 4. Estas etapas diferenciam-se pela idade de lodo adotada como parâmetro operacional e em cada uma delas se discutirá os seguintes aspectos: concentrações e comportamento dos principais parâmetros físico-químicos; características da biomassa em termos de sólidos suspensos voláteis; eficiências na remoção dos principais poluentes; ensaios de sedimentabilidade e estudo quali-quantitativo da microfauna presente no lodo ativado. Os resultados obtidos serão apresentados de maneira comparativa entre os sistemas em batelada e em fluxo contínuo descritos nos itens 4.2.1 e 4.2.2.

5.1 Primeira etapa do experimento

Após ser feita a inoculação, os sistemas de tratamento foram operados de 12/02/2004 a 02/04/2004 com idade de lodo fixa de 10 dias. Os ciclos operacionais do RSB bem como as razões de recirculação do sistema de fluxo contínuo são apresentadas e discutidas no capítulo 4.

Durante a primeira etapa da pesquisa diversas dificuldades foram encontradas, principalmente em relação à falta de limpeza periódica do poço úmido de onde era retirado o esgoto para a alimentação dos sistemas piloto de tratamento. Esta falta de manutenção ocasionou, por diversas vezes, o entupimento das bombas de alimentação dos sistemas.

Via de regra, o RSB mostrou-se estável, com baixa variabilidade nos resultados obtidos e de fácil operação. Por outro lado, o sistema de fluxo contínuo apresentou uma grande perda de sólidos suspensos voláteis com o efluente devido a problemas em relação ao raspador de lodo do decantador secundário. A grande perda de SSV apresentada pelo sistema de fluxo contínuo juntamente com seu efluente indicou dificuldades na manutenção da idade de lodo de 10 dias projetada para esta etapa. Levando-se em conta essa massa de sólidos suspensos perdida juntamente com o efluente no cálculo da idade de lodo real para este sistema, constata-se que o mesmo foi operado com uma idade de lodo média de 6,2 dias. Por sua vez, o sistema em batelada comprovou sua capacidade em reter biomassa dentro do reator, com menores perdas de SSV no efluente gerado. A idade de lodo real para este sistema, ao se levar em consideração a massa de SSV perdida com o efluente, ficou com um valor médio de 9,3 dias, bastante próxima à idade de lodo pretendida originalmente. Desta forma, é de se esperar uma maior eficiência de remoção dos diversos parâmetros analisados por parte do RSB, uma vez que o mesmo foi operado com uma idade de lodo superior à idade encontrada no sistema de fluxo contínuo.

Constatou-se que os sistemas apresentaram boas condições de sedimentabilidade a partir dos testes realizados. Além disso, ficou clara a diferença na composição da microfauna nestes sistemas. No RSB, houve o predomínio absoluto de ciliados fixos enquanto que no sistema contínuo, observou-se uma maior variabilidade de classes e gêneros de microorganismos.

5.1.1 Concentrações dos principais parâmetros

O esgoto doméstico bruto afluente aos sistemas em estudo apresentou uma grande variação de sua composição ao longo do período pesquisado, como pode ser observado na Tabela 5.1. As características do poço úmido de onde o esgoto era bombeado aos sistemas em escala piloto, tais como, inexistência de caixa de areia antecedendo o poço, revolvimento descontínuo de seu conteúdo provocado pelas bombas da estação e falta de limpeza periódica, conferiram uma grande variação nos sólidos totais presentes no esgoto de alimentação. Para este parâmetro, obteve-se um valor médio de 1140 mg/L, porém pode-se destacar a grande variação encontrada entre

os valores máximo e mínimo, respectivamente, 3.338 mg/L e 366 mg/L. A parcela volátil dos sólidos, em termos percentuais, variou de 39 a 93%, com valor médio de 59%. Metcalf e Eddy (1991) apresentam a faixa de 70 a 85% como típica para esgotos de origem doméstica. A Figura 5.1 apresenta a variação dos sólidos totais, voláteis e fixos presentes no esgoto bruto afluente ao longo desta segunda etapa. Através dela, pode-se observar que na maior parte do tempo a parcela volátil dos sólidos totais é preponderante sobre a parcela inorgânica ou fixa dos sólidos.

TABELA 5.1: Principais características do esgoto afluente

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>
ST	mg/L	1140	996	3338	366
STV	mg/L	836	1019	3117	148
STV/ST	%	59	19,0	93	39
pH	-	7,2	0,4	7,7	6,5
Temperatura	°C	24,6	0,7	26,0	23,5
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	190	37,5	271	131
DQO	mg/L	430	199	844	155
Nitrogênio Kjeldahl	mgN/L	49	15,3	71	22,4
Nitrogênio Amoniacal	mgN/L	30,1	9,4	48	14
Nitrogênio Orgânico	mgN/L	18,4	6,9	28,9	8,5

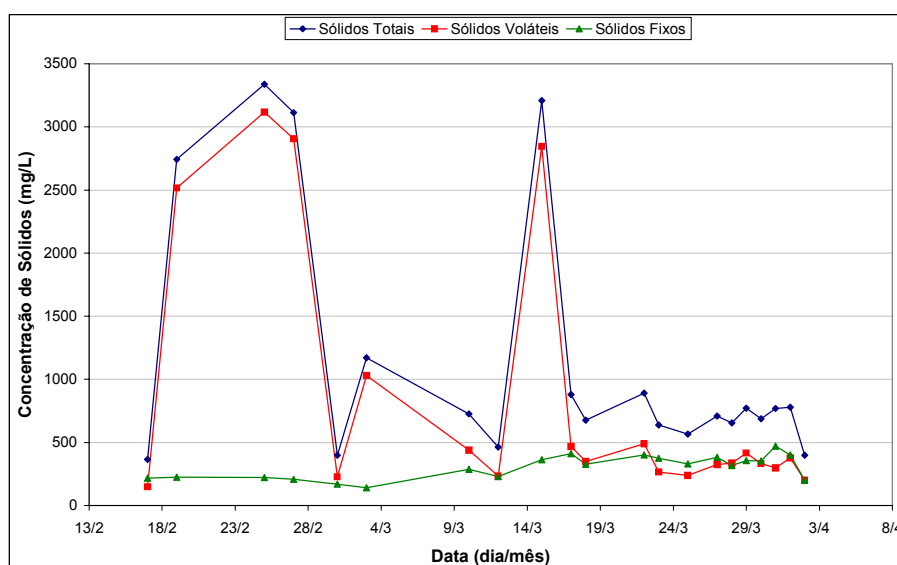


FIGURA 5.1: Variação dos sólidos totais do esgoto bruto.

Os valores obtidos para pH mostram uma pequena oscilação ao redor da neutralidade, variando de 6,5 a 7,7 com valor médio de 7,2. Estes valores encontram-se dentro da faixa indicada por McKinney (1962) para o crescimento e predominância normais das bactérias. Obteve-se, para a alcalinidade total presente no esgoto bruto, um valor médio de 190 mgCaCO₃/L, podendo ser considerado dentro de uma faixa boa para a ocorrência da nitrificação, uma vez que este processo é responsável por um consumo teórico de 7,1 g de alcalinidade (expressa como CaCO₃) por grama de NH₄⁺-N oxidado.

As concentrações de matéria orgânica presente no esgoto bruto, expressas em termos de DQO, variaram de 155 a 844 mg/L com valor médio de 430 mg/L. Esta grande variação pode ser explicada, como anteriormente, pelo funcionamento da estação de tratamento. O poço úmido caracterizava-se pelo grande acúmulo de matéria orgânica junto ao fundo. Quando o nível do poço encontrava-se baixo, a bomba responsável pela alimentação dos sistemas em escala piloto bombeava uma grande quantidade de sólidos. A Figura 5.2 apresenta a variação da DQO ao longo do experimento. Nela, pode-se observar uma baixa concentração de matéria orgânica nos primeiros dias, seguida de uma grande elevação de seu valor da metade para o fim desta etapa.

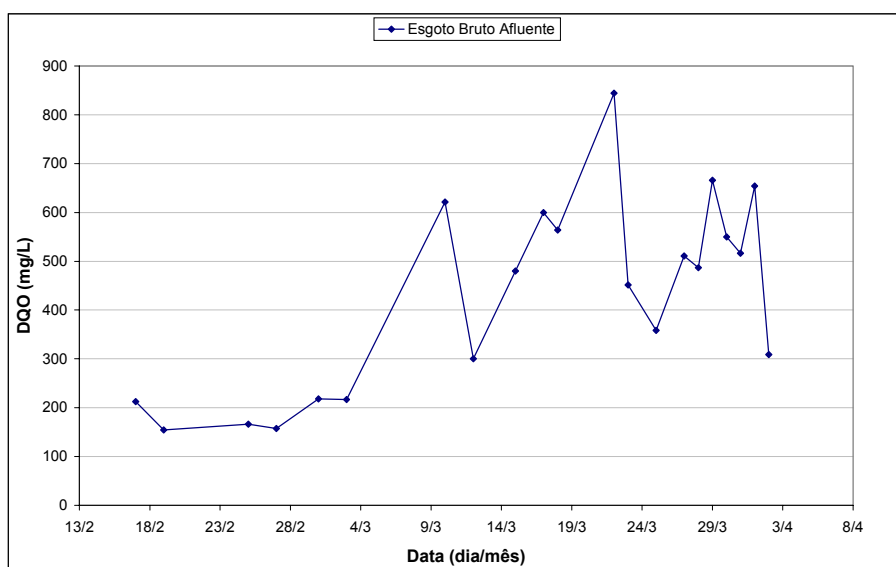


FIGURA 5.2: Variação da DQO do esgoto bruto afluente

Obteve-se, para o nitrogênio amoniacal um valor médio de 30 mg/L, variando de 14 a 48 mg/L. Von Sperling (2002) apresenta concentrações típicas de nitrogênio amoniacal em esgotos domésticos na faixa de 20 a 40 mg/L. A concentração de nitrogênio Kjeldahl variou de 22,4 a 71 mg/L com média de 49 mg/L. A faixa típica

apresentada pelo mesmo autor para o nitrogênio Kjeldahl é de 35 a 70 mg/L. Na Figura 5.3 pode-se verificar a variação das parcelas orgânica e amoniacal do nitrogênio encontrado no afluente. Em média, 38% encontrava-se sob a forma orgânica.

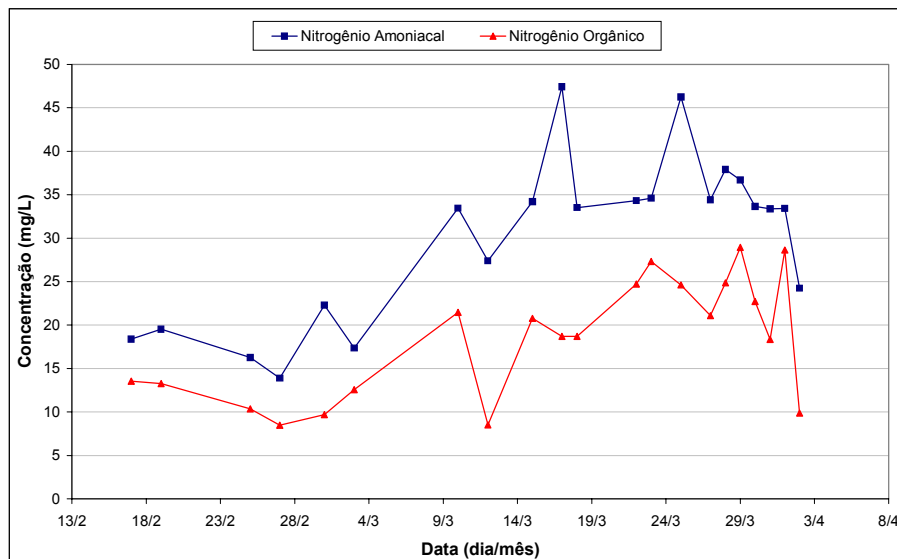


FIGURA 5.3: Variação das parcelas amoniacal e orgânica do nitrogênio presente no esgoto bruto

A Tabela 5.2 apresenta os resultados das análises físico-químicas realizadas para os efluentes e o licor misto dos dois sistemas de tratamento, durante esta primeira etapa da pesquisa, bem como a estatística básica destes dados. As siglas FC e RSB referem-se, respectivamente, aos sistemas de fluxo contínuo e em batelada.

TABELA 5.2: Comportamento dos sistemas de lodos ativados durante a primeira etapa do experimento.

Parâmetro	Ponto de amostragem	Unidade	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
SST	Efluente FC	mg/L	57	22,6	112	34,0
	Efluente RSB	mg/L	10	7,3	26	1,5
	Licor misto FC	mg/L	1655	531,6	2535	650,0
	Licor misto RSB	mg/L	2627	533,5	3710	1555,0
SSV	Efluente FC	mg/L	40	15,8	84	25,0
	Efluente RSB	mg/L	8	6,7	22	1,5
	Licor misto FC	mg/L	1132	365,7	1685	390,0
	Licor misto RSB	mg/L	1818	371,5	2460	1105,0
SSV/SS	Efluente FC	%	71	4,8	80	60,2
	Efluente RSB	%	77	21,2	100	31,3
	Licor misto FC	%	68	3,1	73	60,0
	Licor misto RSB	%	69	3,8	73	59,4

Continuação da Tabela 5.2

Parâmetro	Ponto de amostragem	Unidade	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
ST	Efluente FC	mg/L	363	51,0	487	277,0
	Efluente RSB	mg/L	298	62,7	470	220,5
	Remoção global FC	%	50,3	26,3	91,0	6,3
	Remoção global RSB	%	59,2	19,8	93,4	35,0
STV	Efluente FC	mg/L	125	41,5	220	63,0
	Efluente RSB	mg/L	78	34,5	189	32,5
	Remoção global FC	%	65,1	26,0	97,0	3,5
	Remoção global RSB	%	79,0	14,0	99,0	49,0
DQO	Efluente FC	mg/L	81	28,5	152	45,6
	Efluente RSB	mg/L	46	25,0	89	15,4
	Licor misto FC	mg/L	1644	506,9	2520	589,2
	Licor misto RSB	mg/L	2626	535,6	3687	1475,6
	Remoção global FC	%	76	14,3	91	46,4
	Remoção global RSB	%	88	5,4	97	75,1
NTK	Efluente FC	mgN/L	7	5,0	22	2,8
	Efluente RSB	mgN/L	5	5,9	20	0,6
	Licor misto FC	mgN/L	102	34,8	153	42,7
	Licor misto RSB	mgN/L	164	45,8	243	96,2
Amônia	Efluente FC	mgN/L	2,3	4,1	16,7	0,1
	Efluente RSB	mgN/L	3,2	4,8	16,8	0,1
Nitrato	Efluente FC	mgN/L	12,3	6,5	20,5	0,0
	Efluente RSB	mgNN/L	1,7	2,6	7,2	0,0
Nitrogênio Total	Efluente FC	mgN/L	19	5,4	27,9	9,4
	Efluente RSB	mgN/L	7	5,4	20,1	0,9
	Remoção global FC	%	56	18,8	86,7	15,0
	Remoção global RSB	%	86	9,7	98,3	71,2
pH	Efluente FC	-	6,8	0,3	7,4	6,3
	Efluente RSB	-	7,2	0,2	7,5	6,9
Alcalinidade	Efluente FC	mgCaCO ₃ /L	45	32,0	122	15
	Efluente RSB	mgCaCO ₃ /L	73	18,5	118	46
Temperatura	Efluente FC	°C	25,1	1,4	27,5	22,5
	Efluente RSB	°C	25,5	1,7	28,0	23,0
Fósforo	Licor misto FC	mgP/L	16	3,0	20	9
	Licor misto RSB	mgP/L	31	4,3	37	23
IVL	Licor misto FC	mL/g	77	15,3	103	39
	Licor misto RSB	mL/g	79	23,2	114	45
IVLA	Licor misto FC	mL/g	72	9,8	86	57
	Licor misto RSB	mL/g	57	8,7	71	46
Vel. Sed.	Licor misto FC	cm/s	2,22	0,05	2,30	2,15
	Licor misto RSB	cm/s	2,26	0,08	2,37	2,15
Oxigênio Dissolvido	Reator FC	mgO ₂ /L	1,6	0,2	2,0	1,3
	Reator RSB	mgO ₂ /L	3,5	1,1	5,2	2,0

As elevadas temperaturas enfrentadas pelos sistemas nesta etapa do experimento encontram-se no limite superior da faixa ótima de 15 a 25 °C descrita por Gray (1990) para sistemas de lodos ativados. Como pode ser visto na Figura 5.4, as temperaturas do esgoto bruto e dos efluentes dos dois processos tiveram um comportamento semelhante ao longo do tempo. Esta variação esteve dentro da faixa de

22,5 a 28 °C, valores característicos dos meses de verão para Porto Alegre, perto da faixa ótima de 25 a 36 °C para a nitrificação (Arceivala, 1981 *apud* von Sperling, 2002). Para esta figura bem como para as que se seguem, as siglas EB, EFC e ERSB referem-se aos efluentes bruto, do sistema de fluxo contínuo e do reator seqüencial em batelada, respectivamente.

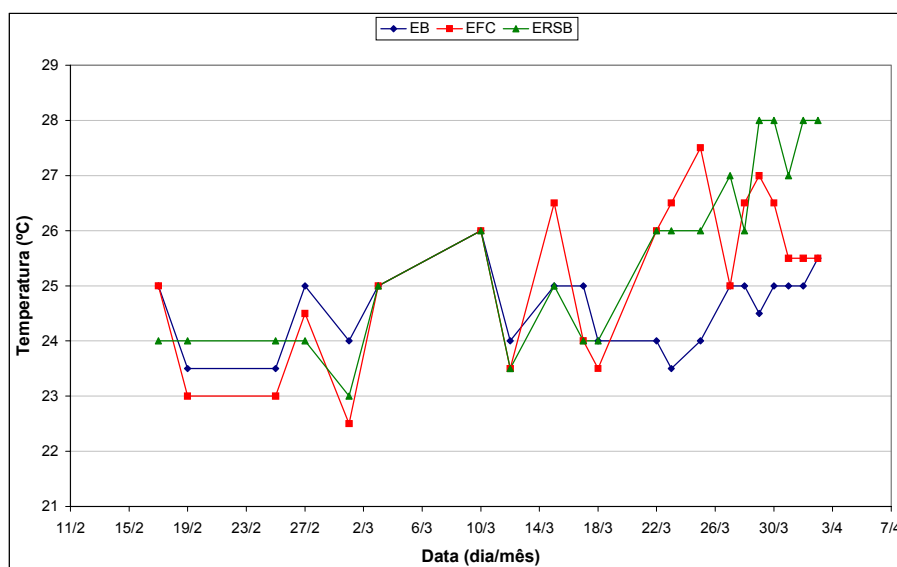


FIGURA 5.4: Variação da temperatura.

Analisando-se de forma comparativa os dois sistemas em estudo, pode-se observar a partir da Tabela 5.2, comportamentos distintos ao longo desta primeira idade de lodo na maioria dos parâmetros em questão.

A quantidade média de sólidos totais presente no efluente do sistema contínuo ao longo da primeira etapa foi de 363 mg/L, com máximo e mínimo de 488 e 277 mg/L, respectivamente. No reator seqüencial em batelada, os sólidos totais variaram de 221 a 470 mg/L, com média de 298 mg/L. A Figura 5.5 mostra a variação dos sólidos totais afluentes e efluentes aos sistemas de tratamento. Pela análise desta figura, observa-se que as concentrações de sólidos nos efluentes conseguem manter uma certa regularidade, não recebendo uma influência significativa das variações apresentadas pelo esgoto bruto.

Analisando-se os valores de sólidos totais apresentados pela Tabela 5.2 juntamente com a Figura 5.6, constata-se uma grande variação na eficiência de remoção destes sólidos, tanto para o reator seqüencial em batelada quanto para o sistema de fluxo contínuo. Para o primeiro, a eficiência média foi de 59% com mínimo e máximo de 35 e

93%, respectivamente. Já para o sistema em fluxo contínuo, a média obtida foi de 50% de remoção, com mínimo de 6,3% e valor máximo de 91%.

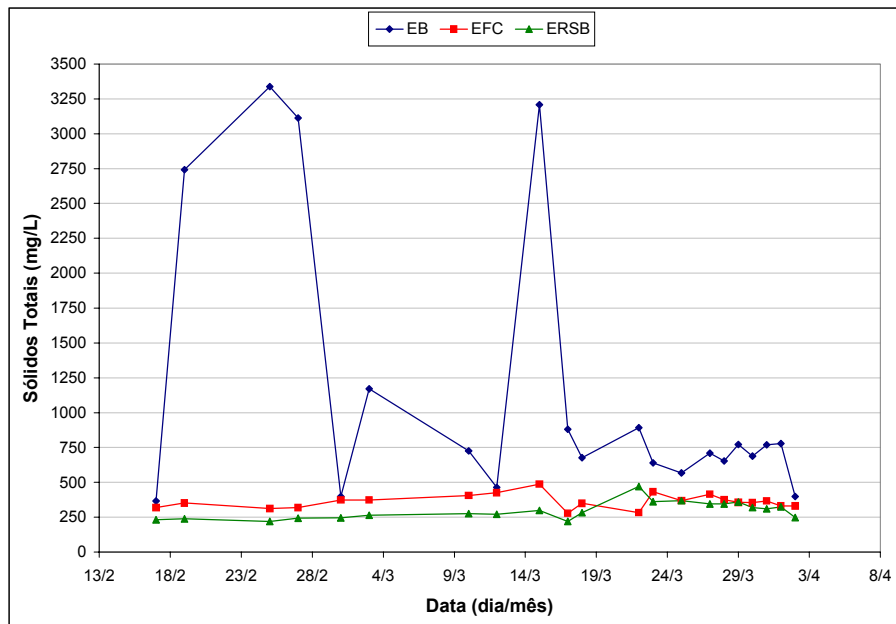


FIGURA 5.5: Sólidos totais presentes em EB, EFC e ERSB.

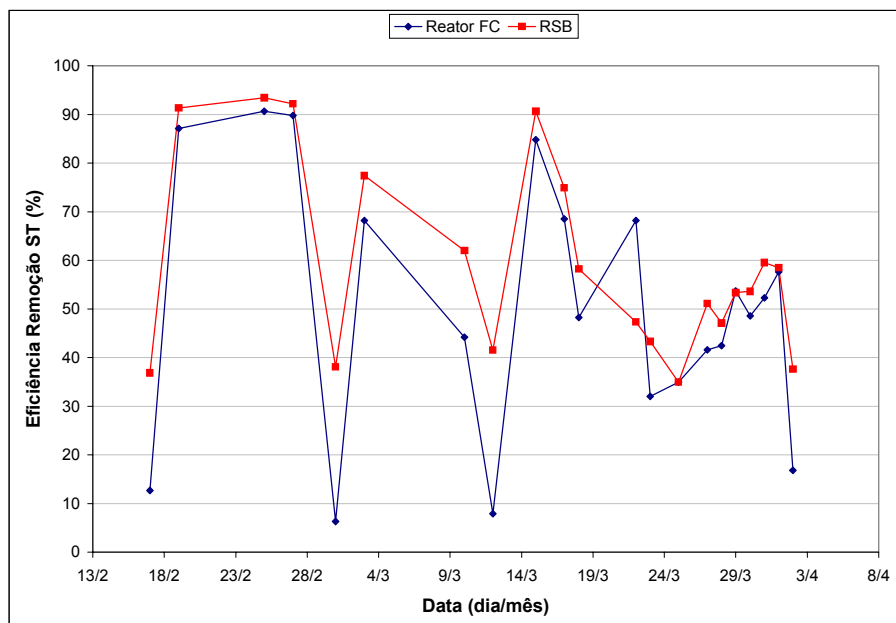


FIGURA 5.6: Eficiência de remoção de sólidos totais.

Essa grande variação pode ser explicada ao se analisar novamente a figura 5.5, onde se observa uma regularidade na concentração de sólidos totais nos efluentes gerados por ambos os sistemas, e uma grande variação nos sólidos totais do esgoto bruto. Como não há uma grande variação na concentração dos efluentes, quanto maior a quantidade de sólidos totais no esgoto maior foi a remoção alcançada pelos sistemas. As

altas concentrações de ST no esgoto bruto da figura 5.5 coincidem com os maiores valores de remoção apresentados pela figura 5.6.

Observações contínuas dos efluentes gerados pelos sistemas em questão revelaram a presença excessiva de sólidos suspensos no sistema contínuo, principalmente na fase intermediária da pesquisa. As análises de sólidos suspensos voláteis neste efluente revelaram uma concentração média de 40 mg/L, com relação SSV/SST de 71%. O efluente do reator seqüencial em batelada mostrou-se, via de regra, bastante clarificado com concentração média de sólidos suspensos voláteis de 8 mg/L e relação SSV/SST de 77%. A Figura 5.7 mostra a variação dos sólidos suspensos voláteis presentes nos efluentes dos sistemas pesquisados. Esta variação está intimamente ligada ao comportamento hidráulico dos reatores. Enquanto que no reator seqüencial em batelada a separação sólido-líquido aproxima-se das condições ideais, o mesmo não ocorre com o sistema em fluxo contínuo. A necessidade de recirculações nesse sistema faz com o lodo passe continuamente por bombas, resultando na quebra dos flocos e sua conseqüente diminuição de tamanho. Estes flocos com diâmetros reduzidos têm uma maior dificuldade para sedimentarem, deixando o sistema juntamente com o efluente tratado.

Pode-se observar, pela análise da Figura 5.7, uma grande perda de sólidos voláteis com o efluente do sistema em fluxo contínuo entre os dias 03/03 e 12/03/04. Este período coincide com problemas enfrentados em relação à correia do raspador de lodo do decantador secundário, a qual apresentava desgaste deixando o raspador, por vezes, inoperante. Após o conserto desta peça, a concentração dos sólidos volta a baixar e a tornar-se estável. Através da análise da Figura 5.8, pode-se observar a frequência com que as concentrações de SSV se apresentaram nos efluentes. Cerca de 90 % das análises realizadas para este parâmetro no reator seqüencial em batelada resultaram em concentrações abaixo dos 20 mg/L, indicando o bom desempenho deste sistema. No efluente gerado pelo sistema contínuo, cerca de 70% dos valores de sólidos suspensos voláteis estiveram compreendidos entre 21 e 40 mg/L. Esta perda, como já mencionado anteriormente, contribuiu para uma redução considerável na idade de lodo real do sistema de fluxo contínuo.

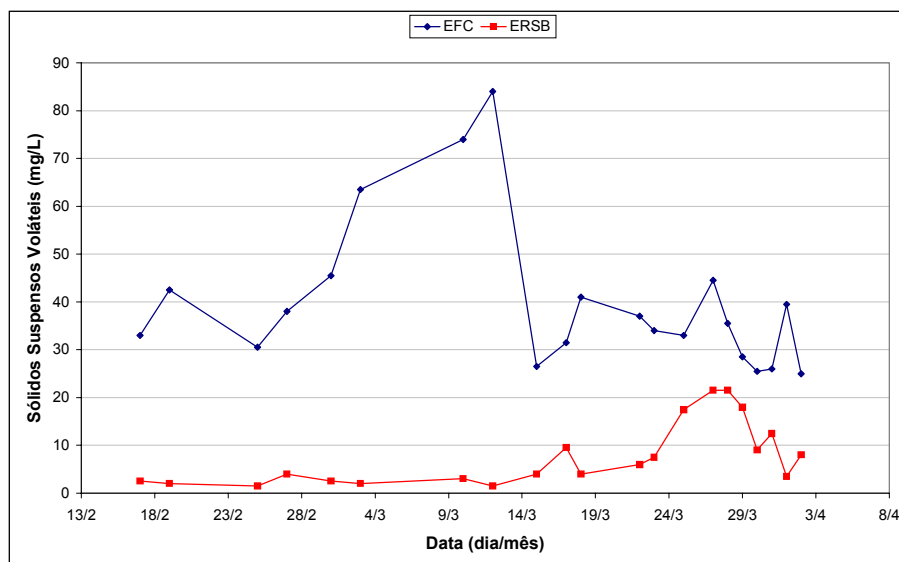


FIGURA 5.7: Sólidos suspensos voláteis em EFC e ERSB.

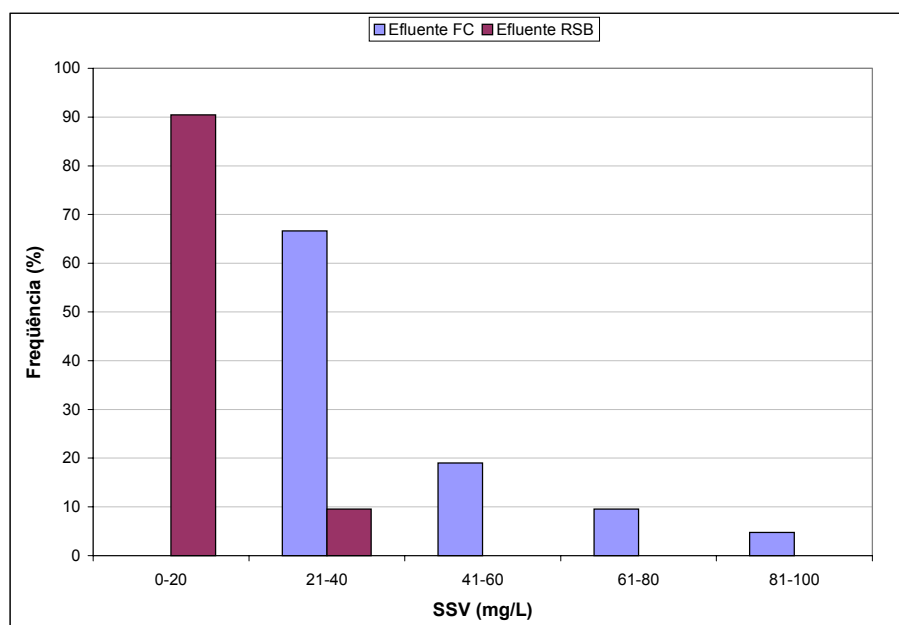


FIGURA 5.8: Frequência de SSV em EFC e ERSB.

Observa-se, através da tabela 5.2, que a concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbio do sistema contínuo variou de 1,3 a 2,0 mg/L ao longo da primeira etapa, com valor médio de 1,6 mg/L. No RSB, essa variação foi de 2,0 a 5,2 mg/L e média de 3,5 mg/L, medida ao final da fase aeróbia. Park e Noguera (2004) afirmam que a concentração de oxigênio dissolvido é um parâmetro crítico no processo de remoção biológica de nutrientes, e tem um impacto significativo na composição das espécies de bactérias responsáveis pela oxidação da amônia. Gray (1990) recomenda uma concentração mínima de OD entre 1 e 2 mg/L para a atividade microbológica dos

organismos heterotróficos. Gupta e Sharma (1996) relatam valores de OD entre 2 e 3 mg/L para que ocorra a oxidação da amônia e do nitrito pelas bactérias nitrificantes. A concentração média de OD apresentada pelo sistema contínuo encontrou-se abaixo da recomendada para a ocorrência da nitrificação, porém acima de 1 mg/L indicado como concentração limitante para o crescimento celular das bactérias nitrificantes (Sharma e Ahlert, 1977). Estes valores indicam um mau dimensionamento do sistema de aeração deste sistema. Por sua vez, o RSB apresentou uma concentração média de OD acima da faixa anteriormente descrita.

A concentração de DQO total do efluente do reator seqüencial em batelada permaneceu bastante baixa durante a maior parte desta fase do experimento, com média de 46 mg/L, e valores mínimos e máximos de 15 e 89 mg/L, respectivamente. A Figura 5.9 apresenta o comportamento da DQO ao longo desta primeira etapa. Em um sistema de lodos ativados, as bactérias heterotróficas utilizam a fonte de carbono e energia durante a fase aeróbia do RSB (e no tanque de aeração do sistema contínuo) onde ocorre a oxidação da matéria orgânica (Horan, 1990). O efluente do sistema em fluxo contínuo apresentou DQO média de 81 mg/L, com mínimo de 46 mg/L e máximo de 152 mg/L. Este valor máximo coincide com problemas relativos ao fornecimento de ar ao tanque de aeração deste sistema no dia 12/03/04. Observa-se que as variações na concentração de DQO do esgoto bruto têm uma influência mais acentuada sobre o sistema em fluxo contínuo até a primeira metade do experimento.

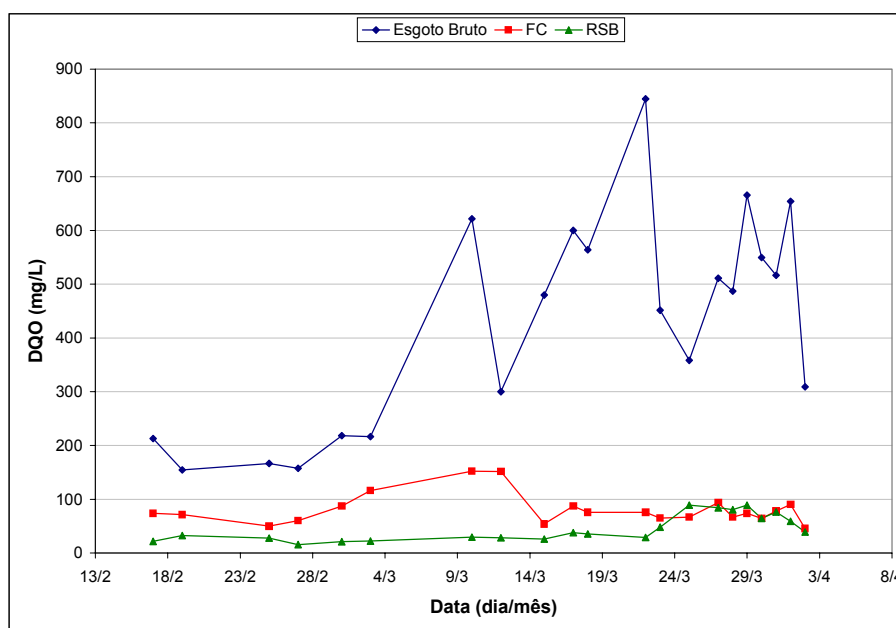


FIGURA 5.9: DQO presente em EB, EFC e ERSB.

A eficiência na remoção de matéria orgânica apresentada pelo reator sequencial em batelada manteve-se bastante regular ao longo da primeira fase, variando de 75 a 97%, com média de 88%. A remoção de DQO no sistema de lodos ativados se deve à utilização do substrato pelos microorganismos heterotróficos para a geração de energia e síntese de novas células, através do processo conjunto denominado metabolismo (Van Haandel e Marais, 1999). As bactérias quimiorganotróficas heterotróficas utilizam a matéria orgânica presente no esgoto como fonte de energia e carbono. Como consequência, parte do carbono que entra na célula bacteriana pode ser degradado até CO_2 , enquanto que o restante pode ser incorporado no novo material celular. Cybis *et al.* (2003) alcançaram uma remoção média de DQO de 90% operando este mesmo reator entre os meses de setembro e novembro de 2002, com idade de lodo de 13 dias. A Figura 5.10 ilustra a variação na eficiência de remoção de DQO. O sistema convencional de fluxo contínuo consegue manter uma regularidade maior na remoção a partir da metade do experimento, indicando a necessidade de um maior tempo de aclimação por parte da biomassa ao substrato em comparação com o RSB. O sistema contínuo obteve remoção média, mínima e máxima de 76, 46 e 91%, respectivamente. A remoção de DQO em sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo está intimamente ligada ao metabolismo das bactérias presentes no sistema, onde um terço da matéria orgânica afluenta é oxidada e dois terços são incorporados ao lodo (Marais e Ekama, 1976 *apud* Cybis *et al.*, 2003).

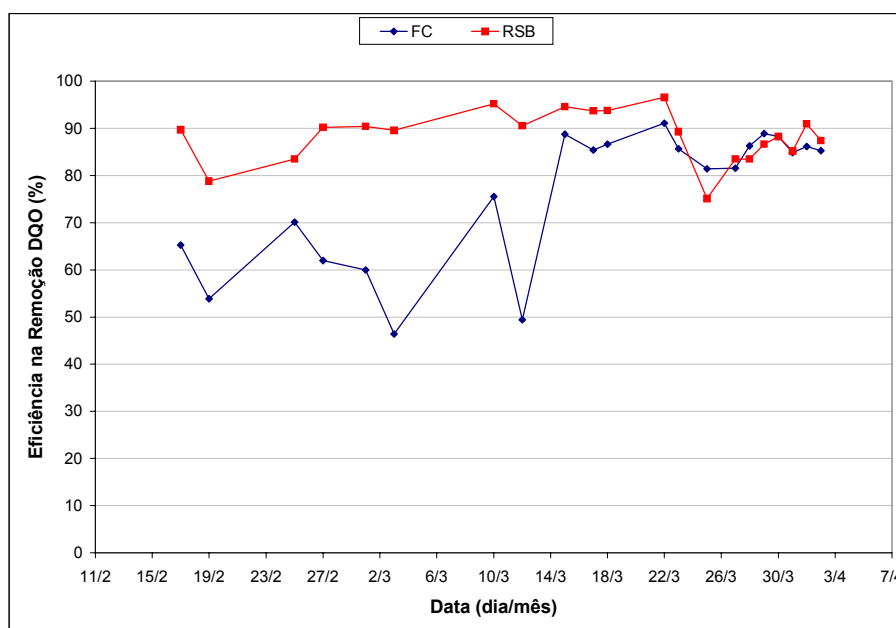


FIGURA 5.10: Eficiência na remoção de DQO.

O reator seqüencial em batelada gerou um efluente com uma concentração média de nitrogênio total de 7 mg/L, variando entre 1 e 20 mg/L ao longo da primeira fase do experimento. Pode-se observar, através da Figura 5.11, que houve produção de nitrato já nos primeiros dias após a inoculação do reator. No processo de nitrificação, a amônia é oxidada a nitrito e posteriormente a nitrato na presença de oxigênio e de bactérias quimioautotróficas, conhecidas como nitrificantes (Alleman e Irvine, 1980 *apud* Cybis, 1992). No RSB, a oxidação da amônia e conseqüente liberação de nitrato ocorrem durante a fase aeróbia do tratamento. Até o dia 22/03/04 as concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal foram bastante baixas, com flutuações nos valores de nitrogênio sob a forma ionizada, indicando a ocorrência de nitrificação. Ao final deste período, pode-se observar um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente. Este fato pode ter relação com as características apresentadas pelo licor misto deste reator nesta fase da pesquisa, onde se observou uma grande produção de espuma durante a fase aeróbia podendo indicar uma deficiência na oxidação do nitrogênio amoniacal. Ao final desta etapa, nota-se que o sistema tende a se estabilizar. Nos últimos dez dias de análise, o esgoto do poço úmido foi substituído por um esgoto desviado para um canal lateral da estação. Este esgoto, provavelmente, possuía características diferentes daquele acumulado no poço, podendo ter ocasionado a produção de espuma. O nitrogênio Kjeldahl presente no esgoto tratado está relacionado com o nitrogênio amoniacal liberado de compostos orgânicos durante a fase anóxica e com as substâncias orgânicas nitrogenadas não-biodegradáveis oriundas do esgoto bruto. Há indícios da ocorrência de desnitrificação neste reator pois, ao se analisar a Figura 5.11, nota-se uma redução na concentração de nitrato a partir do dia 01/03/04 e redução na alcalinidade (Figura 5.13). No processo de desnitrificação, a alcalinidade consumida durante a oxidação da amônia não é totalmente recuperada (Sharma e Ahlert, 1977). Na desnitrificação, o nitrato gerado pela nitrificação é reduzido a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio gasoso (N₂), com sua liberação para a atmosfera. Esta redução ocorre durante a fase anóxica do RSB, caracterizada pela ausência de oxigênio dissolvido e presença de nitrato gerado na fase aeróbia. Para que a desnitrificação ocorra, faz-se necessário uma fonte de carbono para os organismos heterotróficos. No RSB, além da matéria orgânica presente no esgoto bruto, há a contribuição de matéria orgânica liberada do processo endógeno e da hidrólise de compostos orgânicos de degradação lenta (Cybis *et al.*, 2003).

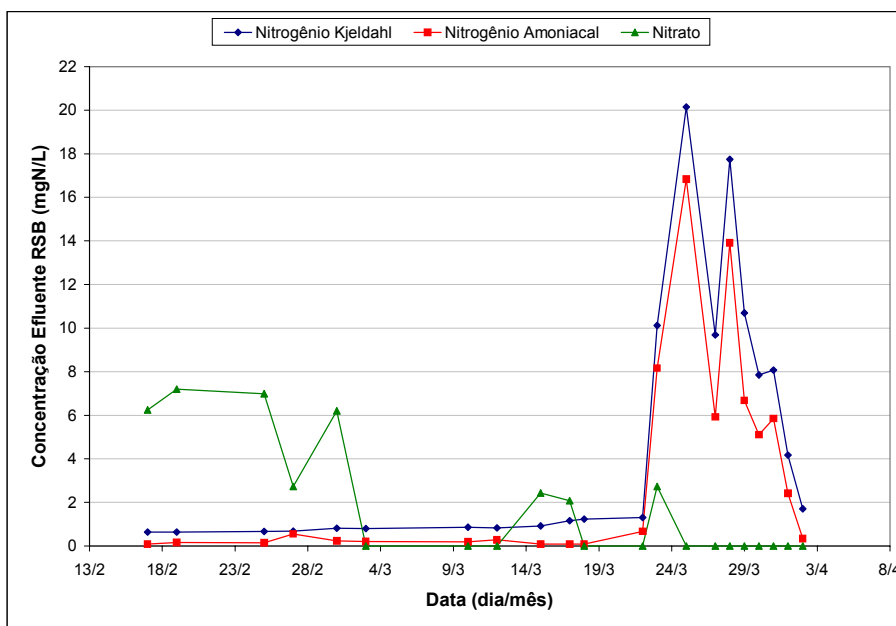


FIGURA 5.11: Diferentes formas de nitrogênio presentes em ERSB.

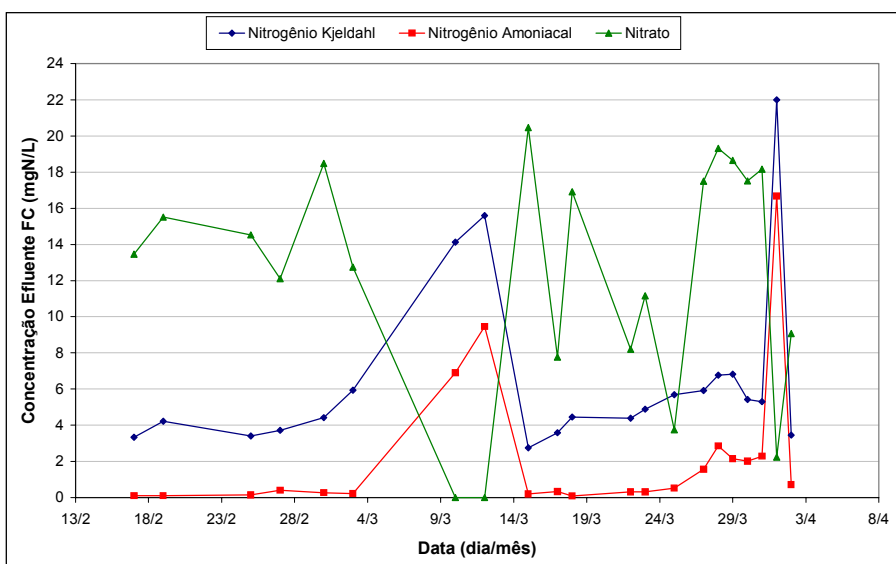


FIGURA 5.12: Diferentes formas de nitrogênio presentes em EFC.

Os valores máximo e mínimo de nitrogênio total no efluente do sistema contínuo foram de 28 e 9 mg/L, respectivamente, com valor médio de 19 mg/L. Os dados da Figura 5.12 revelam a predominância das formas oxidadas do nitrogênio no efluente do sistema em fluxo contínuo, indicando a ocorrência de nitrificação na maior parte desta etapa. Pode-se observar um aumento repentino na concentração de nitrogênio amoniacal na metade do experimento, coincidindo com problemas relativos ao fornecimento de ar ao reator aeróbio. A ausência de oxigênio impossibilita a oxidação deste composto não havendo liberação de nitrato, como pode ser verificado no gráfico. Nota-se ainda que a forma de nitrogênio preponderante no NTK analisado não é

a amoniacal, como se poderia esperar, mas a forma orgânica. Isto se deve ao fato já comentado da perda de sólidos suspensos voláteis junto ao efluente, aumentando a concentração da parcela orgânica do nitrogênio. No sistema em fluxo contínuo, a presença de dois reatores anóxicos possibilita a ocorrência da desnitrificação, principalmente no reator pré-anóxico onde era realizada a alimentação com o esgoto bruto. Há indícios da ocorrência da desnitrificação neste sistema devido à observação de lodo flotado no decantador secundário ao longo desta etapa. O nitrogênio sob a forma gasosa gerado na desnitrificação se adere ao lodo e, ao escapar para a atmosfera, carrega as partículas sólidas até a superfície.

Os dados da Figura 5.13 mostram que houve redução na concentração de alcalinidade total entre o esgoto bruto e os efluentes dos dois sistemas de tratamento. No esgoto bruto, a concentração média foi de 190 mgCaCO₃/L, enquanto que nos efluentes do RSB e do sistema em fluxo contínuo, os valores obtidos foram de 73 e 45 mgCaCO₃/L, respectivamente. Para evitar quedas bruscas no pH, van Haandel e Marais (1999) recomendam um valor de 30 mgCaCO₃/L para o efluente tratado, inferior às concentrações médias obtidas para ambos os sistemas. Esta redução na alcalinidade justifica a ocorrência de nitrificação na fase aeróbia do RSB e no reator aeróbio do sistema convencional, uma vez que a oxidação da amônia consome alcalinidade e esta não é totalmente recuperada na fase anóxica durante a desnitrificação.

Em relação à eficiência na remoção de nitrogênio total, pode-se comentar a partir da Figura 5.14 e da Tabela 5.2 que o RSB obteve uma remoção média de 86%, acima dos 57% apresentada pelo sistema em fluxo contínuo. Cybis *et al.* (2003) obtiveram uma remoção média de nitrogênio total de 88% operando este mesmo reator seqüencial em batelada entre os meses de setembro e novembro de 2002, com idade de lodo de 13 dias. O RSB apresentou também uma maior regularidade nos valores alcançados, variando de 71 a 98% sua eficiência, contra a faixa de 28 a 87% obtida pelo sistema contínuo. Ho *et al.* (1994) compararam um RSB com um sistema contínuo na remoção de nutrientes e obtiveram uma média de remoção de nitrogênio total de 80% para o primeiro e de 60% para o sistema em fluxo contínuo. Os maiores valores de remoção apresentados pelo RSB estão na faixa intermediária do gráfico. A queda da eficiência no terço final do período pesquisado para este reator está ligada à produção excessiva de espuma durante a fase aeróbia do tratamento.

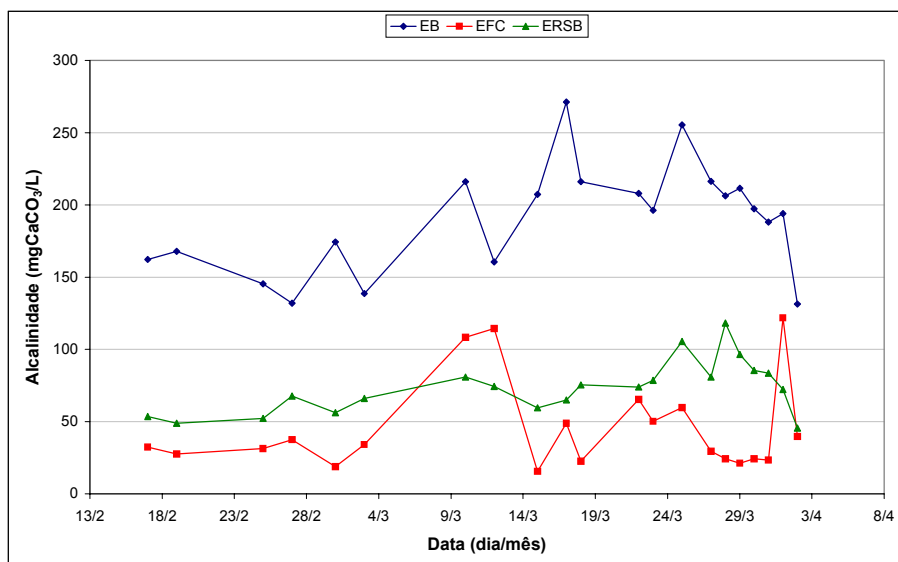


FIGURA 5.13: Alcalinidade total em EB, EFC e ERSB.

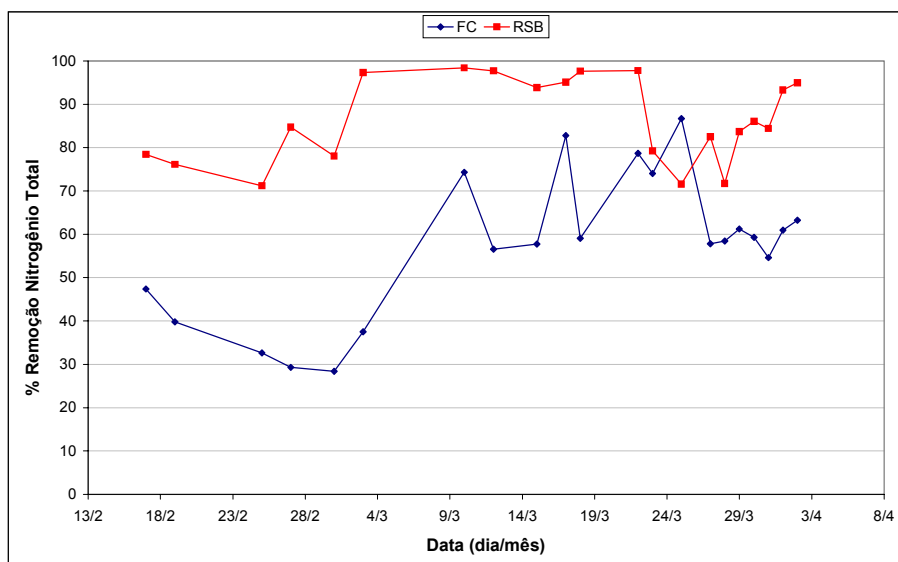


FIGURA 5.14: Eficiência na remoção de nitrogênio total.

Para efeitos de comparação entre resultados apresentados pelos sistemas de tratamento, realizou-se o teste estatístico “t”. Através do teste, conclui-se que houve evidência altamente significativa ($P < 0,001$) de diferenças entre os valores apresentados pelos efluentes gerados pelos sistemas para os parâmetros: DQO, nitrogênio total, sólidos totais e sólidos suspensos voláteis, nesta primeira etapa da pesquisa.

5.1.2 Caracterização da Biomassa

Já nos primeiros dias de teste, como pode ser observado na Figura 5.15, a produção celular no RSB tende a aumentar, ao contrário do que ocorre com o sistema convencional que apresenta um decréscimo da concentração de SSV nos primeiros dias de análise. Este sistema, porém, consegue se estabilizar apresentando um aumento na produção de biomassa com a estabilização de seu valor ao final do período. Observa-se também a diminuição repentina de sólidos no licor misto do RSB ao final desta etapa, coincidindo com a queda nas eficiências de remoção de DQO e nitrogênio total destacadas anteriormente.

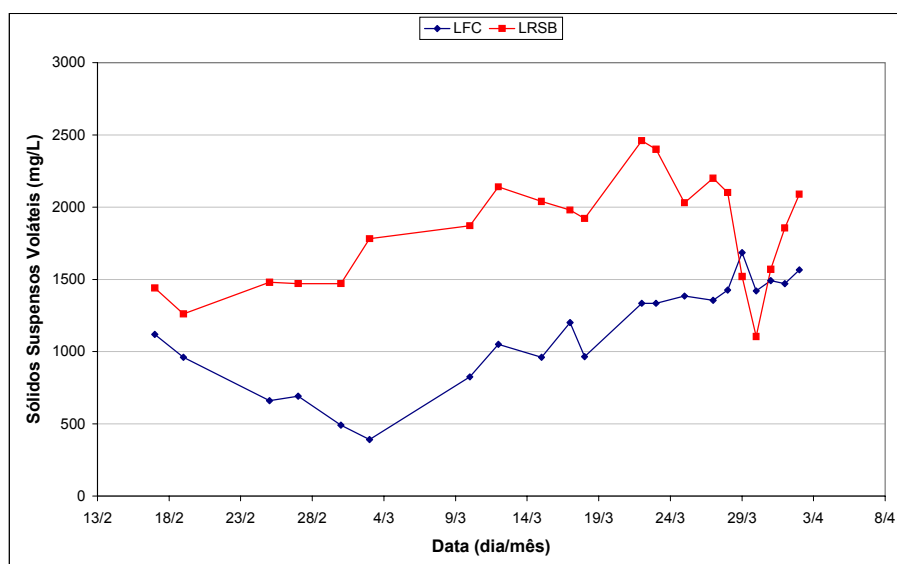


FIGURA 5.15: Evolução da concentração dos SSV em FC e RSB.

As concentrações médias foram de 1818 e 1132 mg/L para o RSB e sistema em fluxo contínuo, respectivamente. Esta maior quantidade de SSV presentes no RSB já era esperada, uma vez que o reator apresenta condições ótimas de sedimentabilidade, impedindo a perda de sólidos com o descarte do efluente. O mesmo não ocorre com o sistema em fluxo contínuo, o qual possui duas recirculações internas que modificam a estrutura do lodo além de um decantador secundário que exige um raspador para melhoria de seu desempenho. Estes fatores tendem a diminuir a quantidade de sólidos suspensos voláteis no sistema, seja pela quebra dos flocos ou pela perda junto ao efluente tratado. Através do teste estatístico “t”, conclui-se que há evidência altamente significativa ($P < 0,001$) de diferenças entre as concentrações de sólidos suspensos voláteis nos sistemas em fluxo contínuo e em batelada.

As relações médias de SSV/SS nos sistemas foram de 68 e 69% para o sistema em fluxo contínuo e RSB, respectivamente, dentro da faixa de 60 a 75% apresentada por von Sperling (2002) para lodos ativados com aeração prolongada.

5.1.3 Sedimentabilidade

A utilização de sistemas de lodos ativados para o tratamento de esgotos busca alcançar resultados satisfatórios referentes à eficiência na remoção de cargas orgânicas. Para que se alcance os níveis desejados na remoção destes compostos, estes sistemas devem possuir uma eficiente separação sólido-líquido. O controle da sedimentabilidade do lodo é comumente realizado em estações de tratamento, normalmente executado através do ensaio padronizado do Índice Volumétrico de Lodo.

O RSB apresentou uma variação no IVL de 45 a 114 mL/g, com valor médio de 79 mL/g. A variação no IVL apresentada pelo sistema em fluxo contínuo ao longo da primeira etapa do experimento foi de 40 a 103 mL/g, com média de 77 mL/g (Tabela 5.2). A interpretação desse teste é feita no sentido de que quanto menor o seu valor, melhor é a sedimentabilidade do lodo. Com base nos valores médios obtidos, pode-se caracterizar a condição de sedimentabilidade apresentada pelo lodo durante esta fase. Segundo Pessôa e Jordão (1985), valores de IVL entre 50 e 100 mL/g permitem classificar o lodo como apresentando muito boas condições de sedimentabilidade. Essa mesma faixa de valores, para von Sperling (2001), indica boas condições de sedimentabilidade.

Vale lembrar que este teste é extremamente dependente da concentração de sólidos suspensos presente no licor misto. Jordão (1998) descreve a ocorrência de “falsos” IVL obtidos a partir de lodos oriundos de tanques de aeração com concentrações de SST bastante elevadas, na ordem de 5000 a 9000 mg/L, praticamente impossibilitando a sedimentação na proveta de 1000 mL. Não é o caso deste experimento, onde as concentrações médias de SST ficaram na ordem de 1.660 e 2.227 mg/L para o sistema contínuo e o RSB, respectivamente. Os valores máximos de SST

obtidos também ficam abaixo do mencionado pelo autor, sendo respectivamente de 2.535 e 3.700 mg/L para fluxo contínuo e RSB.

A Figura 5.16 mostra o comportamento do IVL ao longo desta primeira etapa caracterizada pela utilização de uma idade de lodo baixa. Nesta figura pode-se observar uma grande melhora nas condições de sedimentabilidade apresentadas pelo RSB no final do período de análises. Os valores para IVL oscilaram bastante no sistema em fluxo contínuo até tornarem-se relativamente estáveis também ao final dos testes.

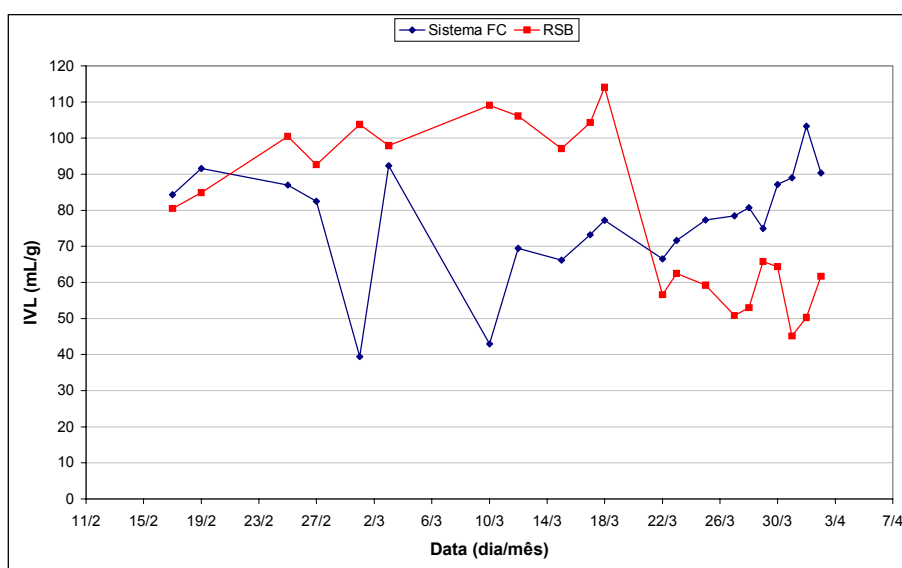


FIGURA 5.16: Índice volumétrico do lodo (IVL).

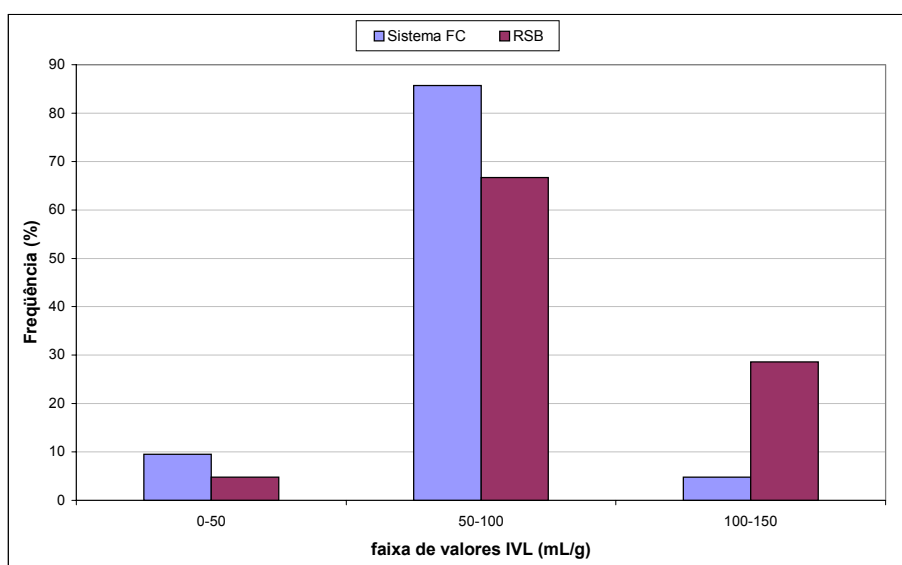


FIGURA 5.17: Frequência de valores de IVL.

A Figura 5.17 apresenta a frequência de distribuição dos valores de IVL dentro de três faixas de resultados. Nela, observa-se que aproximadamente 85% dos valores de

IVL para o sistema em fluxo contínuo ficou compreendida entre 50 e 100 mL/g. Para o RSB, pouco mais de 65% dos valores ficaram compreendidos nesta faixa. O teste estatístico “t” não indicou diferenças significativas entre os resultados de IVL apresentados pelos sistemas de tratamento.

Como alternativa ao teste do IVL convencional, o teste do Índice Volumétrico de Lodo com Agitação (IVLA) tenta aproximar a sedimentação que ocorre na proveta às condições reais enfrentadas em um decantador secundário. A realização deste ensaio, para a idade de lodo de 10 dias, só pôde ser feita nos últimos dias de análise devido a problemas com a entrega do aparelho. A Figura 5.18 apresenta os resultados obtidos. As médias de IVLA alcançadas foram de 72 e 57 mL/g para o sistema em fluxo contínuo e o RSB, respectivamente. Pode-se observar, através da Figura 5.19, que 100% dos resultados apresentados pelo sistema em fluxo contínuo e 85% apresentados pelo RSB ficaram compreendidos entre 50 e 100 mL/g. Com base nesses resultados, o lodo dos sistemas de tratamento em estudo podem ser classificados como apresentando boas condições de sedimentabilidade, segundo von Sperling (2001).

Durante a realização do teste de IVLA, foram anotados valores de altura da interface sólido-líquido do licor nos intervalos de tempo de 10, 20 e 30 minutos, com o objetivo de avaliar a velocidade com que a sedimentação ocorria neste intervalo. A velocidade média de sedimentação apresentada pelo licor misto, quando submetido a uma leve agitação, foi de 2,22 cm/s pelo sistema em fluxo contínuo e de 2,26 cm/s pelo RSB. Li e Yuan (2002) relatam que a velocidade de sedimentação do lodo varia de acordo com o tamanho do floco. Estes pesquisadores encontraram velocidades de sedimentação que variaram entre 1,8 e 12 cm/s.

A relação C:N:P média presente no licor misto do RSB foi de 100:6,3:1,2 enquanto que, no sistema em fluxo contínuo essa relação foi de 100:6,3:1,1. De acordo com Forster (1985), o balanço de nutriente presente no lodo tem a capacidade de afetar tanto as espécies dominantes quanto a superfície do lodo, podendo promover a proliferação de bactérias filamentosas, tendo influência sobre a sedimentabilidade do lodo. Segundo o mesmo autor, vários pesquisadores têm relacionado a variação destes nutrientes com as condições de sedimentabilidade, porém diversos resultados mostraram-se antagônicos. Na tabela 5.3 pode-se observar a variação desta relação no lodo dos dois sistemas de tratamento durante esta primeira fase. Nesta tabela, observa-se

que o fósforo na relação variou de 0,7 a 1,6 no sistema contínuo e de 1,0 a 1,8 no lodo do RSB. O nitrogênio variou de 4,0 a 8,4 no sistema contínuo e de 4,0 a 9,2 no RSB. Na média, as relações obtidas nos dois sistemas de tratamento encontraram-se dentro das faixas apresentadas por diversos pesquisadores, como as apresentadas por Aisse (1985), onde se pode destacar: 100:5,9:1,1 (Branco citando Sawyer) e 100:4,3:0,6 (Eckenfelder citando Frame *et al.*).

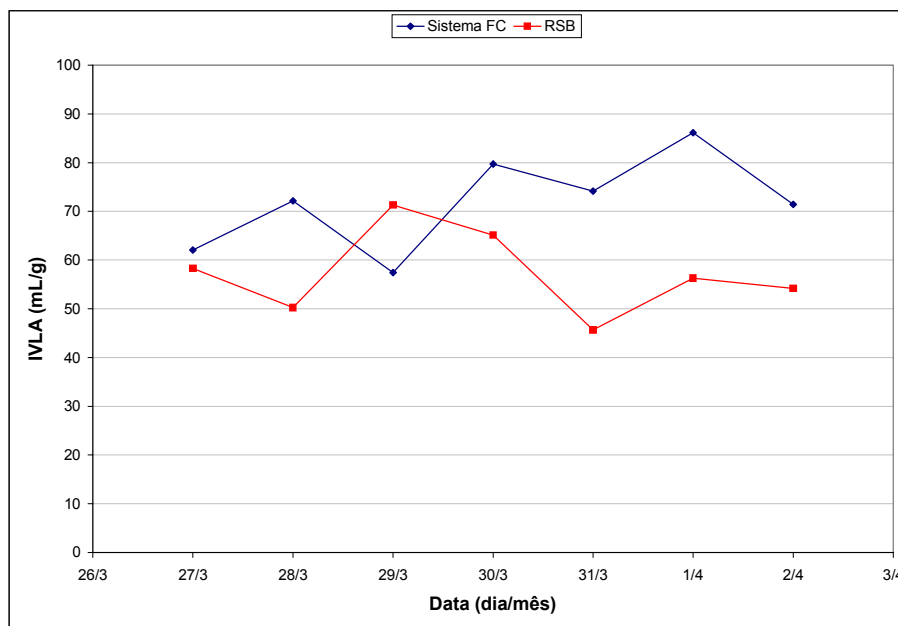


FIGURA 5.18: Resultados do IVLA.

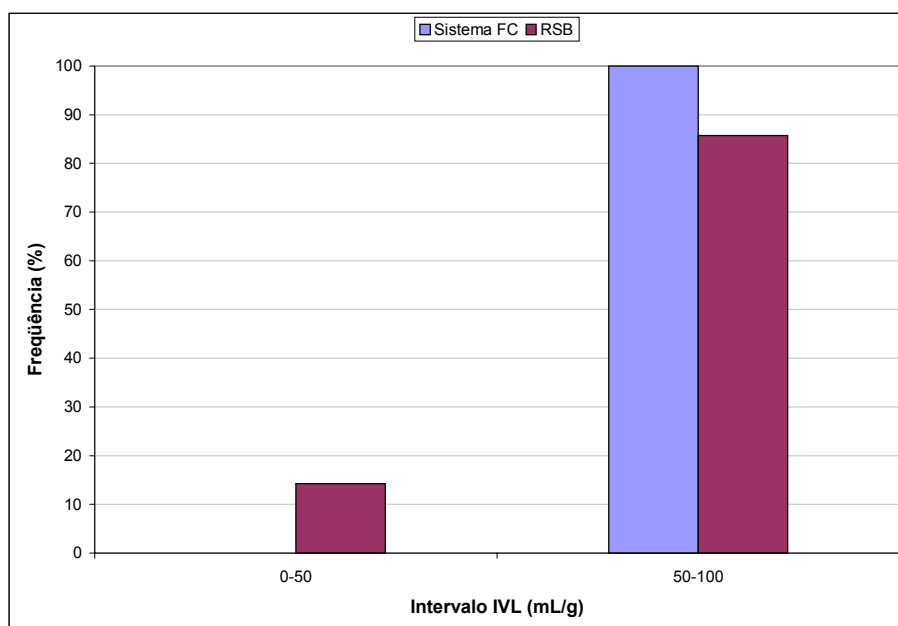


FIGURA 5.19: Frequência de valores do IVLA.

TABELA 5.3: Variação da relação C:N:P no lodo dos sistemas de tratamento

Data	Sistema FC			RSB		
	C	N	P	C	N	P
17/2	100	4,0	1,0	100	5,3	1,1
19/2	100	4,3	0,9	100	4,4	1,1
25/2	100	5,5	1,2	100	5,0	1,0
27/2	100	7,4	1,4	100	5,6	1,1
1/3	100	4,5	1,1	100	5,1	1,2
3/3	100	8,4	1,6	100	5,1	1,2
10/3	100	5,8	1,2	100	5,1	1,0
12/3	100	7,0	1,3	100	5,4	1,1
15/3	100	6,7	1,4	100	4,0	1,4
17/3	100	6,3	1,0	100	6,3	1,2
18/3	100	5,8	1,1	100	6,3	1,3
22/3	100	5,6	0,9	100	6,7	1,1
23/3	100	6,7	1,0	100	6,3	1,0
25/3	100	6,0	0,9	100	8,5	1,1
27/3	100	7,6	1,0	100	7,1	1,0
28/3	100	6,6	0,8	100	6,7	1,2
29/3	100	5,4	0,7	100	7,8	1,4
30/3	100	7,3	0,9	100	9,2	1,8
31/3	100	6,4	0,9	100	7,1	1,3
1/4	100	7,3	0,8	100	7,3	1,3
2/4	100	7,6	0,9	100	7,5	1,3

5.1.4 Composição da Microfauna

Juntamente com o estudo dos diversos parâmetros físico-químicos, utilizou-se também a observação da microfauna presente no lodo ativado como um indicador da performance e eficiência do tratamento. A função da microfauna como um indicador das condições do processo de lodos ativados foi inicialmente demonstrada por Adern e Lockett em 1928 e posteriormente por Curds e Cockburn em 1970. A partir desses estudos, diversos autores lançaram mão do uso desta ferramenta de análise e várias relações foram feitas entre a condição enfrentada pelo tratamento biológico e a predominância de determinada espécie de microorganismo (Al-Shahwani e Horan 1991).

De acordo com CETESB (1991), podem ser considerados como valores típicos para a microfauna presente em lodos ativados as seguintes faixas: flagelados, rotíferos e amebas entre 100 e 1.000 microorganismos por mL; nematódeos entre 10 e

100 microorganismos por mL e ciliados fixos entre 1.000 e 10.000 microorganismos por mL. As Tabelas 5.4 e 5.5 apresentam os resultados obtidos para a quantificação da microfauna durante a primeira idade de lodo, para o sistema em fluxo contínuo e para o RSB, respectivamente.

TABELA 5.4: Quantificação da microfauna para o sistema de fluxo contínuo (microorganismos por mL)

DATA	Rotíferos	Flagelados	Amebas	Anelídeos	Nematódeos	Tardígrados	Ciliados		
							Livres	Rastejantes	Fixos
17/02	150	40	10	0	0	0	10	1850	100
18/02	320	20	0	0	0	0	20	1850	730
19/02	250	0	10	0	0	0	160	1160	800
20/02	120	0	0	0	0	0	410	1120	830
22/02	80	0	0	0	0	0	140	980	800
23/03	60	10	0	1	0	0	60	680	840
25/02	40	10	0	1	0	0	60	290	140
26/02	50	0	0	0	0	0	30	1370	300
27/02	60	0	0	6	0	0	10	1350	960
01/03	90	0	0	5	0	0	30	580	550
02/03	170	0	20	5	0	0	0	230	200
03/03	150	0	180	5	0	0	50	420	210
04/03	100	0	160	5	0	0	30	440	260
05/03	80	0	100	5	0	0	10	380	240
07/03	40	0	60	0	0	0	0	260	180
08/03	10	40	20	0	10	0	0	240	240
10/03	40	110	20	0	0	0	0	320	0
11/03	50	10	40	1	0	0	10	470	960
12/03	40	0	60	0	0	10	20	490	1400
13/03	10	0	90	0	10	10	20	900	730
15/03	20	0	60	0	0	0	0	2650	870
16/03	40	0	10	0	0	50	0	1690	1790
17/03	40	0	50	0	0	30	20	1240	1590
18/03	0	0	160	0	0	10	30	520	760
19/03	0	0	120	0	0	90	10	270	370
22/03	0	0	120	0	0	170	20	520	540
23/03	0	0	100	2	0	40	0	1480	1360
25/03	0	0	120	2	0	170	0	1660	1480
27/03	10	0	80	2	0	90	0	1340	730
28/03	10	0	170	4	0	80	20	1740	370
29/03	10	0	130	3	0	50	0	2370	1300
30/03	0	0	200	4	0	140	10	2230	1170
31/03	0	0	250	1	0	80	30	1670	1570
01/04	0	0	60	2	10	60	20	1690	1480
02/04	10	0	120	2	0	120	0	2630	1740
<i>Média</i>	<i>59</i>	<i>7,0</i>	<i>72,0</i>	<i>2,0</i>	<i>1,0</i>	<i>34,0</i>	<i>35,0</i>	<i>1117</i>	<i>788,0</i>
<i>D. Pad.</i>	<i>74,1</i>	<i>20,5</i>	<i>69,1</i>	<i>2,0</i>	<i>2,8</i>	<i>51,8</i>	<i>74,3</i>	<i>735,0</i>	<i>527,6</i>
<i>Mínimo</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>230</i>	<i>0</i>
<i>Máximo</i>	<i>320</i>	<i>110</i>	<i>250</i>	<i>6</i>	<i>10</i>	<i>170</i>	<i>410</i>	<i>2650</i>	<i>1790</i>

TABELA 5.5: Quantificação da microfauna do RSB (microorganismos por mL)

DATA	Rotíferos	Flagelados	Amebas	Anelídeos	Nematódeos	Tardígrados	Ciliados		
							Livres	Rastejantes	Fixos
17/02	30	160	20	0	0	0	10	0	420
18/02	90	130	10	0	0	0	20	0	480
19/02	110	10	20	0	0	0	0	130	450
20/02	60	0	0	0	0	0	10	130	1250
22/02	50	0	20	0	0	0	20	130	1990
23/03	60	0	20	0	0	0	40	120	3000
25/02	50	0	20	0	0	0	110	150	3300
26/02	150	0	0	0	0	0	20	90	3930
27/02	70	0	0	0	0	0	10	130	3400
01/03	60	10	0	0	0	0	30	100	1990
02/03	20	0	10	0	0	0	10	140	2870
03/03	30	0	20	0	0	0	10	140	2820
04/03	40	0	20	0	0	0	10	100	2640
05/03	40	0	20	0	0	0	10	60	2200
07/03	60	0	20	0	0	0	20	20	2020
08/03	60	0	20	0	0	0	30	10	2200
10/03	60	0	20	0	0	0	20	0	2450
11/03	60	0	0	0	0	0	0	60	2010
12/03	30	0	20	0	10	0	30	90	2960
13/03	30	0	10	0	10	0	0	70	3290
15/03	30	0	20	0	0	0	10	30	3080
16/03	20	0	40	0	0	0	10	40	3730
17/03	10	0	40	0	0	0	0	40	3690
18/03	10	0	80	0	0	0	0	30	4960
19/03	10	0	90	0	0	0	0	90	4160
22/03	60	0	140	0	0	0	0	260	3060
23/03	0	0	100	0	0	0	0	300	4100
25/03	0	0	150	0	0	0	0	320	2600
27/03	10	0	150	0	0	0	0	0	1970
28/03	10	0	80	0	0	0	0	0	1000
29/03	10	0	80	0	0	0	10	190	170
30/03	10	0	120	0	0	0	20	680	90
31/03	0	0	70	0	0	0	20	1180	50
01/04	10	0	100	0	20	0	30	120	470
02/04	20	0	80	0	10	0	0	20	1170
<i>Média</i>	<i>39,0</i>	<i>9,0</i>	<i>46,0</i>	<i>0,0</i>	<i>1,4</i>	<i>0,0</i>	<i>15,0</i>	<i>142,0</i>	<i>2285,0</i>
<i>D. Pad.</i>	<i>33,2</i>	<i>34,3</i>	<i>46,1</i>	<i>0,0</i>	<i>4,3</i>	<i>0,0</i>	<i>20,1</i>	<i>221,3</i>	<i>1319,3</i>
<i>Mínimo</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>50</i>
<i>Máximo</i>	<i>150</i>	<i>160</i>	<i>150</i>	<i>0</i>	<i>20</i>	<i>0</i>	<i>110</i>	<i>1180</i>	<i>4960</i>

Para o sistema em fluxo contínuo encontraram-se valores médios de 7, 59 e 72 microorganismos por mL para flagelados, rotíferos e amebas, respectivamente, estando abaixo da faixa mencionada anteriormente. O mesmo vale para os nematódeos, que tiveram média de 1 microorganismo por mL e para os ciliados fixos, com média de

788 microorganismos por mL de amostra analisada. Por outro lado, o RSB apresentou valores médios destes microorganismos próximos às faixas indicadas por CETESB (1991). Encontrou-se uma média de 160 microorganismos por mL para os flagelados e 150 microorganismos por mL para rotíferos e amebas. Para os ciliados fixos, obteve-se uma média de 2.285 microorganismos por mL de amostra. Estes valores podem ser considerados próximos à faixa inferior apresentada pela referência mencionada. Os nematódeos ficaram novamente abaixo da faixa apresentada, com uma média de 1,4 microorganismos por mL.

De Marco *et al.* (1991) *apud* Madoni (1994) classificaram a abundância da microfauna em três classes, de forma simplificada, de acordo com eficiência da estação de tratamento. Estas classes são < 10, entre 10 e 1000 e maior que 1000 microorganismos por mL, indicando nenhuma, baixa e boa eficiência, respectivamente. Pode-se constatar, através da análise da Figura 5.20, que ambos os sistemas de tratamento pesquisados encontraram-se, na maior parte do tempo, na classe em que se obtém uma boa eficiência. O RSB apresenta dois momentos em que possui um número de microorganismos por mL entre 100 e 1000, quais sejam, no início da etapa – onde se espera uma adaptação da microfauna às condições do tratamento – e ao final do período, onde coincide com os problemas apresentados durante a fase aeróbia como a produção excessiva de espuma. Observa-se também que, para o sistema em fluxo contínuo, há uma variação maior da classe em que o sistema se encontra de acordo com número de microorganismos. Porém, o sistema torna-se estável da metade para o final desta fase, apresentando valores correspondentes a uma boa eficiência no tratamento.

Ao se comparar a Figura 5.20 com os gráficos da eficiência de remoção de DQO (Figura 5.10) e remoção de nitrogênio (Figura 5.14), nota-se de fato uma relação entre a quantidade de microorganismos e a eficiência obtida pelo sistema. As maiores eficiências são alcançadas próximas aos períodos onde há a maior quantidade de microorganismos presentes no lodo ativado.

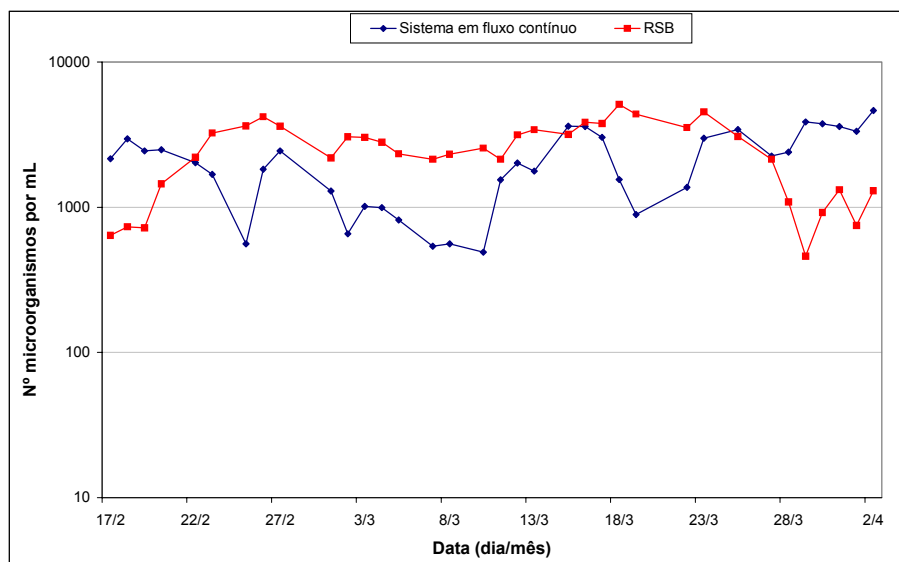


FIGURA 5.20: Quantidade de microorganismos por mL de amostra.

Na Tabela 5.6 é apresentada uma lista dos gêneros de ciliados comumente encontrados nos sistemas de tratamento em estudo. Nas Figuras 5.21 e 5.22 apresentam-se a variação da quantidade dos microorganismos divididos por grupos presentes no sistema convencional e em batelada, respectivamente.

TABELA 5.6: Gêneros de ciliados identificados no sistema contínuo e RSB.

Grupo Taxonômico	Sub-grupo	Gêneros observados
Ciliados	Livre	Paramecium sp., Litonotus sp., Coleps sp., Amphileptus sp., entre outros
	Rastejantes	Aspidisca sp., Euplotes sp., Chilodonella sp., entre outros
	Fixos	Vorticella sp., Operculária sp., Carchesium sp., Zoothamnium sp., Epistylis sp.

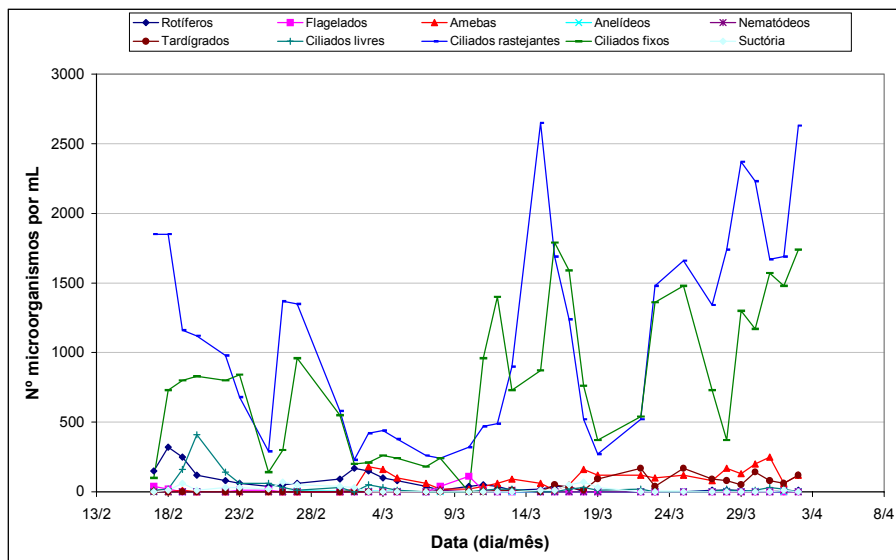


FIGURA 5.21: Microfauna observada no sistema em fluxo contínuo.

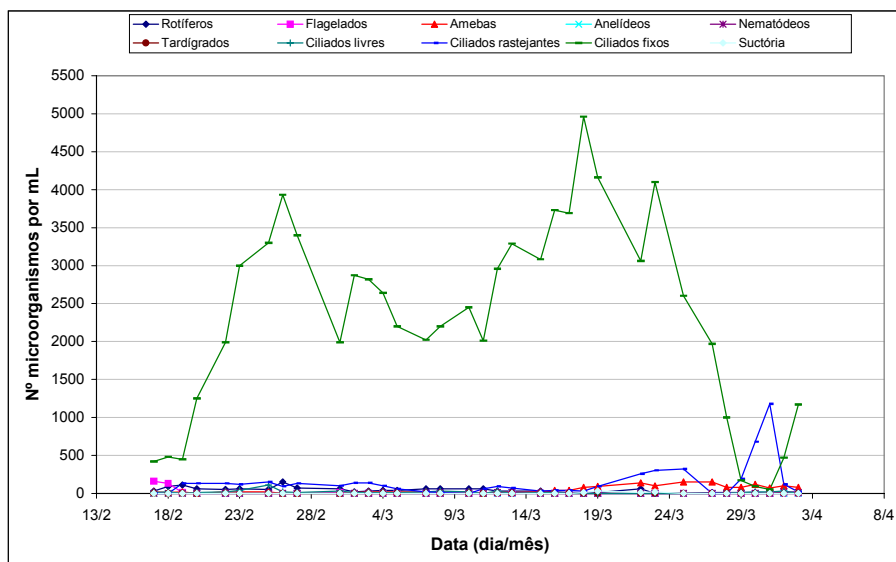


FIGURA 5.22: Microfauna observada no RSB.

Pode-se observar pela Figura 5.21 uma baixa quantidade de flagelados presentes no sistema em fluxo convencional, inclusive no início do tratamento. Diversos autores relatam a predominância desta classe durante a fase inicial de uma estação de tratamento por lodos ativados (Madoni, 1994). O mesmo ocorre com o RSB (Figura 5.22) onde o maior número de flagelados encontra-se justamente na partida do sistema. Em nenhum dos dois sistemas houve o aparecimento excessivo de flagelados após a fase inicial, indicando boas condições de depuração biológica (Curds e Cockburn, 1970b). Observa-se também uma sucessão de populações da microfauna no sistema

contínuo, principalmente na fase inicial de operação. Esta sucessão é apontada por diversos pesquisadores, como em Cybis e Horan (1996). O RSB não chegou a apresentar uma clara sucessão, mostrando-se mais estável em termos da quantidade de cada classe de microorganismos.

As amebas estiveram presentes em maior quantidade a partir do segundo terço do experimento no sistema em fluxo contínuo e na metade final do RSB. Segundo Poole (1984), as amebas são encontradas normalmente nos reatores aeróbios das estações de tratamento por lodos ativados com remoção de nitrogênio. Madoni *et al.* (1993) encontraram altas correlações entre a presença de amebas e favoráveis condições de nitrificação.

A quantidade de rotíferos foi mais alta no início desta etapa de análise nos dois sistemas, praticamente desaparecendo ao final da mesma. Os nematódeos apareceram esporadicamente tanto no sistema convencional quanto no batelada. Os anelídeos e os tardígrados foram os únicos grupos que apareceram somente no sistema em fluxo contínuo. Os primeiros foram encontrados principalmente na metade e no final do experimento, enquanto que os tardígrados apareceram em grande quantidade da metade para o fim.

Diversos autores têm destacado a importância dos ciliados como indicadores da qualidade do tratamento e alguns trabalhos foram publicados onde se avaliou exclusivamente a presença deste grupo de microorganismos relacionados com as condições enfrentadas pelo lodo ativado. Dentre estes trabalhos, destacam-se Esteban *et al.* (1991), Salvadó *et al.* (1994) e Lee *et al.* (2004) onde são discutidos também aspectos da dinâmica da comunidade de ciliados em processos de lodos ativados. A maioria destes estudos leva em consideração não apenas os gêneros dos ciliados mas inclui também a separação por espécies. Neste trabalho, a identificação dos ciliados deu-se apenas em nível de gênero para os três principais sub-grupos taxonômicos de ciliados.

As figuras 5.23 e 5.24 apresentam a distribuição destes três sub-grupos para os sistemas em fluxo contínuo e RSB, respectivamente. No início do processo houve uma rápida adequação da microfauna às novas condições. Nota-se que os ciliados livre-nadantes estiveram presentes principalmente no início do experimento no sistema

contínuo, vindo a praticamente desaparecer com o passar do tempo. No RSB, sua quantidade foi bastante baixa ao longo de toda etapa. Madoni (1994) destaca a presença deste sub-grupo de ciliados nas fases iniciais do tratamento quando os flocos de lodo ainda são poucos. Os ciliados rastejantes são predominantes ao longo da maior parte deste período no sistema contínuo, mas em equilíbrio com os ciliados fixos. Poole (1984) relata que há a predominância de ciliados fixos e rastejantes quando da ocorrência de nitrificação no sistema de lodos ativados. O equilíbrio apresentado pelo sistema contínuo não ocorre no RSB, onde se nota um predomínio absoluto dos ciliados fixos com baixas quantidades de ciliados rastejantes.

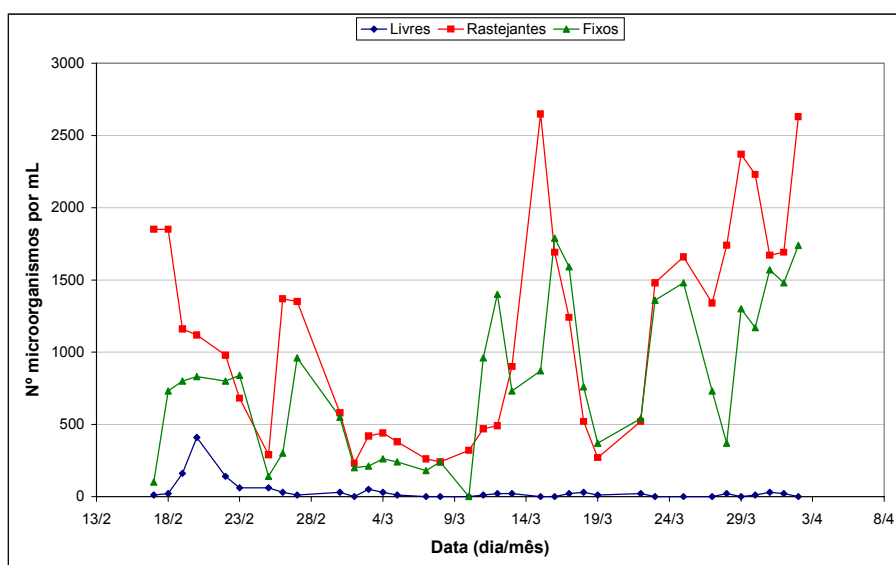


FIGURA 5.23: Ciliados presentes no sistema em fluxo contínuo.

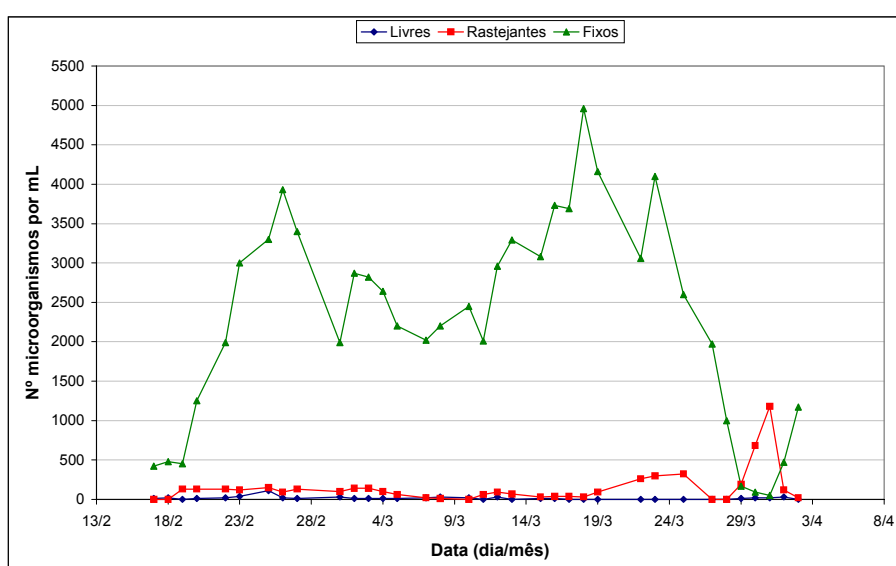


FIGURA 5.24: Ciliados presentes no RSB.

Dentre os ciliados livres, o gênero mais comum nos dois sistemas foi o *Litonotus* sp. que apareceu principalmente no período inicial das análises (Figuras 5.25 e 5.26). Para o sistema em fluxo contínuo, pode-se verificar através da Figura 5.27 que houve um relativo equilíbrio nos gêneros de ciliados rastejantes entre *Aspidisca* sp. e *Euplotes* sp. até a metade do experimento, com o aumento e predomínio deste último da metade para o fim. Percebe-se também o aparecimento de *Chilodonella* sp. na metade do período. Para o RSB, nota-se pela Figura 5.28 uma certa semelhança ao outro sistema em relação ao equilíbrio entre *Aspidisca* sp. e *Euplotes* sp.

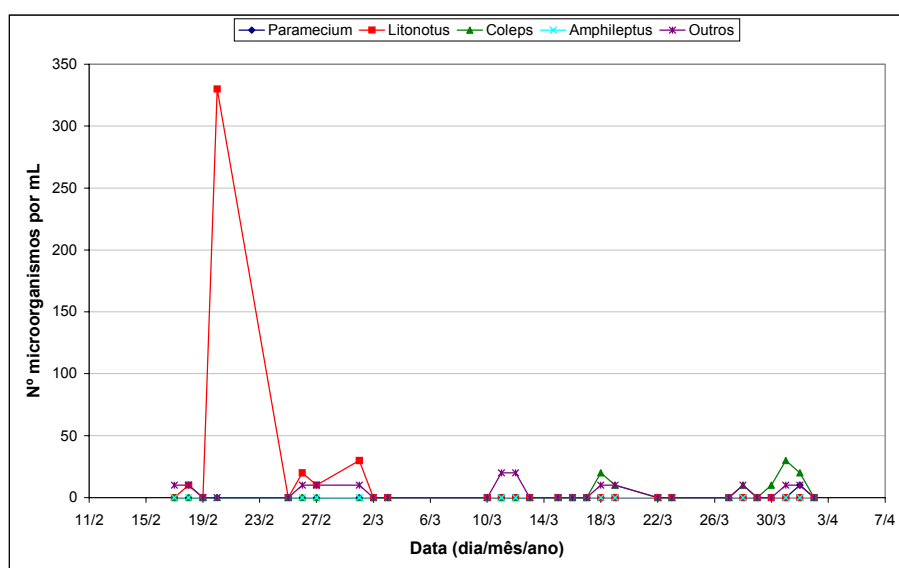


FIGURA 5.25: Ciliados livre-nadantes presentes no sistema em fluxo contínuo.

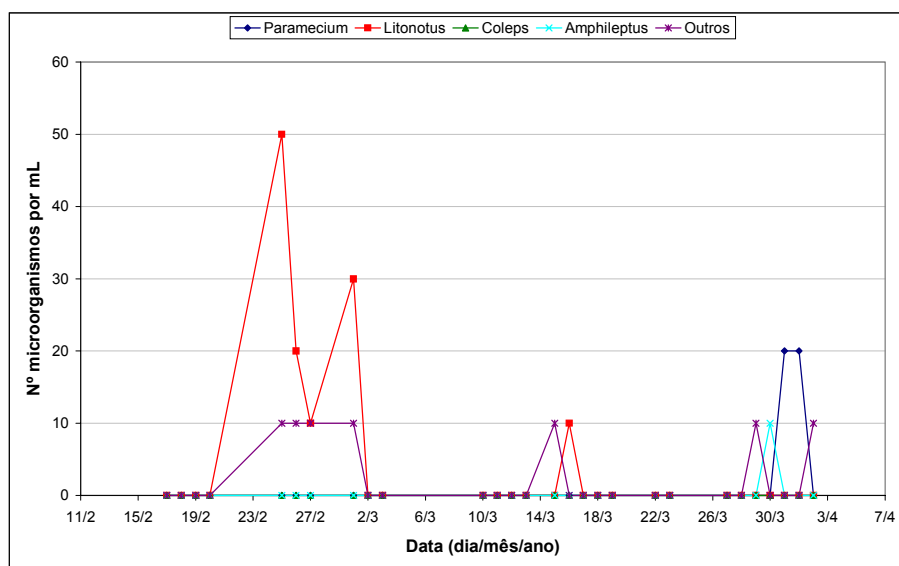


FIGURA 5.26: Ciliados livre-nadantes presentes no RSB.

O gênero *Carchesium* sp., pertencente ao sub-grupo dos ciliados fixos, foi dominante na maior parte do tempo em ambos os sistemas (Figuras 5.29 e 5.30). Para o sistema contínuo percebe-se que os gêneros *Vorticella* sp. e *Operculária* sp. também estiveram presentes principalmente na metade do período de análises. O gênero *Epystilis* sp. começou a aparecer em maior número somente no final do experimento. Para o RSB, nota-se que apenas a partir da metade do experimento houve uma maior diversidade de gêneros. A predominância de *Carchesium* sp. foi absoluta na maior parte do tempo porém sua quantidade se reduziu ao final com o aumento do gênero *Operculária* sp.

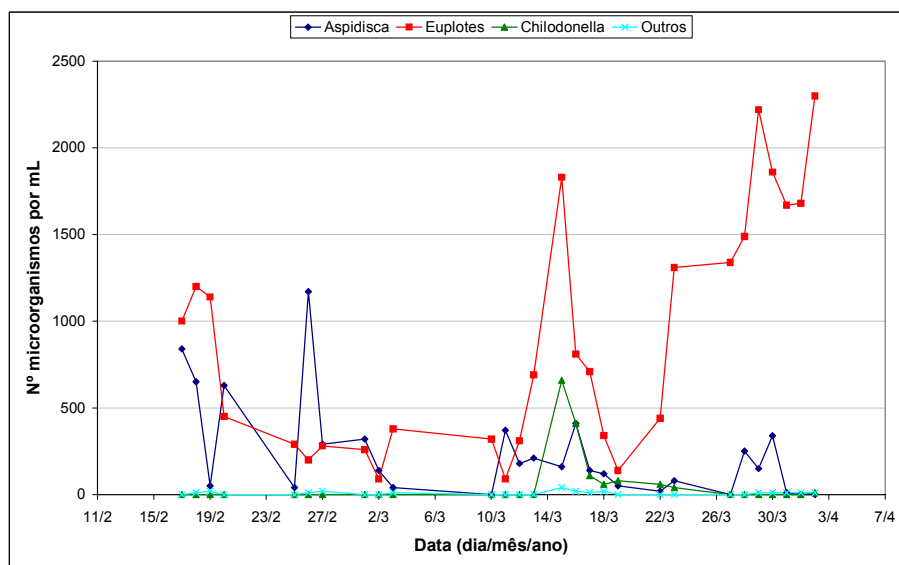


FIGURA 5.27: Ciliados rastejantes presentes no sistema em fluxo contínuo.

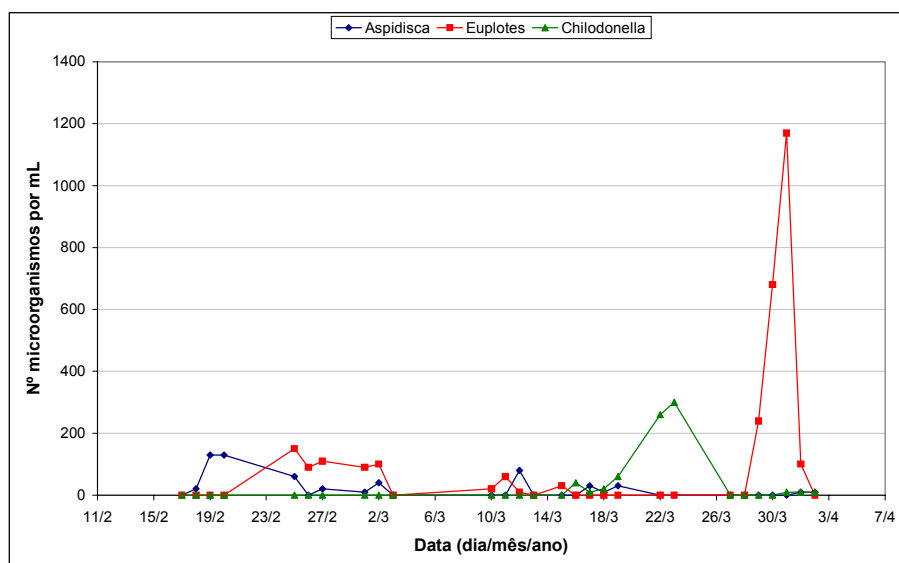


FIGURA 5.28: Ciliados rastejantes presentes no RSB.

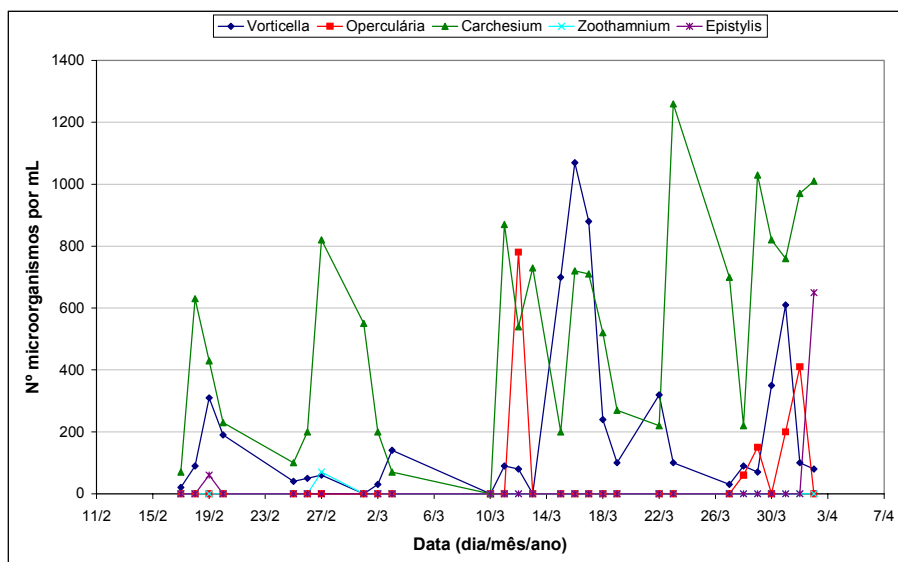


FIGURA 5.29: Ciliados fixos presentes no sistema em fluxo contínuo.

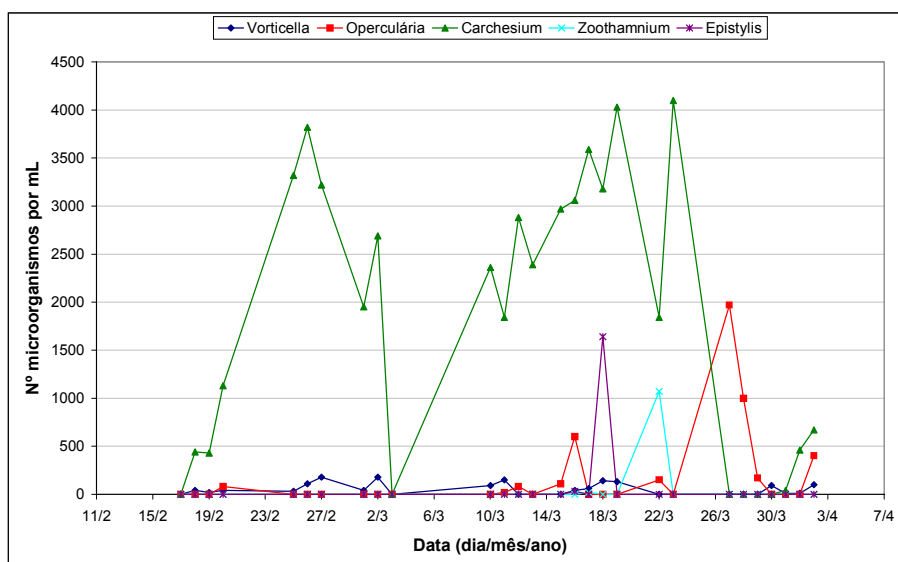


FIGURA 5.30: Ciliados fixos presentes no RSB.

As tabelas 5.7 e 5.8 mostram os resultados da análise estatística por coeficientes de correlação (Pearson) entre a variação dos microorganismos e diversos parâmetros físico-químicos para os sistemas em fluxo contínuo e em batelada, respectivamente. Nota-se que os coeficientes obtidos não foram altos, mas algumas relações podem ser feitas entre as comunidades de protozoários e metazoários e os principais parâmetros. Ao lado dos coeficientes de correlação mais elevados para cada um dos parâmetros, observa-se a indicação de asteriscos que indicam o grau de significância da regressão feita.

TABELA 5.7: Coeficientes de correlação entre microfauna e variáveis físico-químicas no sistema em fluxo contínuo.

Classes e Gêneros	SSVLM	IVL	pH	DQO	NT	SSVEF	OD
Rotíferos	-0,66***	-0,11	0,26	0,16	-0,08	0,35	0,18
Flagelados	-0,18	-0,23	0,45*	0,28	-0,25	0,28	0,00
Amebas	0,60***	0,04	-0,20	0,24	0,12	-0,02	-0,50
Anelídeos	-0,06	0,08	-0,22	-0,02	0,35	-0,02	0,17
Nematódeos	0,14	0,17	0,22	0,18	0,21	0,15	0,58
Tardígrados	0,85***	0,19	-0,34	-0,15	0,07	-0,41*	0,13
RASTEJANTES	0,56**	0,46	-0,33	-0,50**	0,26	-0,65***	0,22
Aspidisca	-0,34	-0,10	-0,24	-0,14	0,00	-0,05	-0,63*
Euplotes	0,69***	0,47*	-0,26	-0,39*	0,34	-0,60	0,22
Chilodonella	0,21	-0,18	-0,16	-0,30	-0,33	-0,39	-0,05
LIVRES	-0,29	0,35	0,14	-0,06	0,10	0,10	0,02
Paramecium	0,22	0,36	0,33	0,09	0,25	0,00	0,58
Litonotus	-0,40	0,02	0,00	-0,25	0,02	-0,04	0,00
Coleps	0,42*	0,29	-0,29	-0,06	0,40*	-0,24	0,10
FIXOS	0,57**	0,23	-0,19	-0,11	-0,07	-0,34	0,23
Vorticella	0,33	0,50**	-0,14	-0,37	0,00	-0,49**	-0,31
Opercularia	0,45*	0,22	-0,09	0,23	0,41*	0,05	0,02
Carchesium	0,40	0,32	-0,43	-0,27	0,13	-0,34	0,09
Zoothamnium	-0,21	0,08	-0,11	-0,16	-0,12	-0,02	0,00
Epystilis	0,21	0,27	0,01	-0,32	-0,20	-0,20	0,58

* $P < 0,05$.** $P < 0,01$.*** $P < 0,001$.

A DQO presente no efluente do sistema contínuo teve um coeficiente de correlação igual a $-0,50$ com o grupo ciliados rastejantes ($P < 0,01$), sendo o gênero *Euplotes* sp. o que apresentou a maior correlação com este parâmetro, podendo ser considerado útil para indicar um efluente de boa qualidade ($-0,39$, $P < 0,05$). Salvadó *et al.* (1995) relacionam a presença de *Euplotes* sp. com a produção de um efluente de alta qualidade. Para o RSB, a classe rotíferos pode ser considerada útil para indicar uma boa qualidade do efluente produzido por este reator, onde um aumento de seu número está relacionado com a diminuição da concentração de DQO do efluente tratado ($-0,72$; $P < 0,001$). Chen *et al.* (2004) também observaram esta correlação em estudos realizados em diversas plantas de tratamento por lodos ativados na China. A classe amebas mostrou uma forte associação com a DQO efluente, apresentando um coeficiente de correlação igual a $0,71$ com nível de significância na ordem de $99,9\%$. Em relação aos ciliados fixos, os gêneros *Vorticella* sp. e *Carchesium* sp. apresentaram uma correlação inversa com a DQO do efluente do RSB, com valores de $-0,48$ e $-0,46$, respectivamente, a um nível de significância de 95% , enquanto que o gênero *Opercularia* sp. apresentou uma

correlação direta de 0,38 ao mesmo nível de significância. Madoni (1994) relaciona a presença do gênero *Operculária* sp. à produção de um efluente com valores elevados de DQO.

TABELA 5.8: Coeficientes de correlação entre microfauna e parâmetros físico-químicos no RSB.

Classes e Gêneros	SSVLM	IVL	pH	DQO	NT	SSVEF	OD
Rotíferos	-0,26	0,60***	0,38*	-0,72***	-0,37	-0,70***	-0,06
Flagelados	-0,44*	0,08	0,24	-0,28	0,10	-0,31	0,00
Amebas	0,41*	-0,62***	-0,61***	0,71***	0,29	0,63***	-0,52
Nematódeos	0,28	-0,12	-0,31	0,04	-0,31	-0,16	0,57
RASTEJANTES	-0,17	-0,04	-0,13	0,06	0,00	-0,06	0,19
Aspidisca	-0,22	0,26	0,24	-0,37	-0,24	-0,48*	0,55
Euplotes	-0,46*	-0,04	0,02	0,03	-0,08	-0,06	0,47
Chilodonella	0,54**	-0,37	-0,42*	0,35	0,24	0,41*	-0,28
LIVRES	-0,58**	0,21	0,24	-0,28	-0,16	-0,43*	0,48
Paramecium	-0,06	-0,51**	-0,24	0,35	0,01	0,12	0,48
Litonotus	-0,30	0,33	0,38*	-0,41*	-0,03	-0,26	0,00
Amphileptus	-0,37*	-0,15	-0,28	0,23	0,07	0,15	0,07
FIXOS	0,50**	0,47*	-0,04	-0,36	-0,25	-0,13	-0,53
Vorticella	-0,31	0,37	0,25	-0,48*	-0,54**	-0,38*	0,73*
Opercularia	0,44*	-0,25	-0,15	0,38*	0,22	0,44*	-0,22
Carchesium	0,33	0,52**	0,10	-0,46*	-0,28	-0,25	-0,35
Zoothamnium	0,35	-0,09	-0,23	0,11	0,21	0,17	-0,48
Epystilis	0,12	0,28	-0,31	-0,03	-0,22	0,00	0,00

* $P < 0,05$.

** $P < 0,01$.

*** $P < 0,001$.

Uma diminuição na remoção de nitrogênio total no sistema em fluxo contínuo esteve associada, através da análise da tabela 5.7, com o aumento do número do gênero de ciliados fixos *Operculária* sp. – coeficiente igual a 0,41 – e livre-nadantes *Coleps* sp., que apresentou uma correlação de 0,40 ($P < 0,05$). Madoni (1994) aponta a presença do gênero *Opercularia* sp. em sistemas de lodos ativados que produzem um efluente com alta concentração de nitrogênio amoniacal. No reator seqüencial em batelada, a correlação mais importante entre a presença de nitrogênio total no efluente e os grupos de microorganismos deu-se com o gênero de ciliados fixos *Vorticella* sp. O coeficiente de correlação igual a -0,54 ($P < 0,01$) indica que um aumento no número destes microorganismos está associado a uma diminuição na concentração de nitrogênio total no efluente tratado deste sistema.

Obtiveram-se diversas correlações entre os sólidos suspensos voláteis do licor misto do sistema de fluxo contínuo e a microfauna observada nesse sistema. A maior correlação deu-se para a classe de tardígrados, com valor de 0,85 a um nível de significância de 99,9%. Um aumento na quantidade destes microorganismos coincidiu com um aumento na concentração de SSV no sistema. Da mesma forma, a classe amebas e os gêneros *Coleps* sp., *Euplotes* sp. e *Opercularia* sp. apresentaram correlação direta com os SSV presentes no sistema contínuo. Lee *et al.* (2004) observaram também uma alta correlação entre este parâmetro e o gênero *Euplotes* sp. Os rotíferos apresentaram correlação inversa com este parâmetro, com valor de -0,66 ($P < 0,001$) indicando que um aumento em seu número esteve relacionado a uma diminuição da concentração de biomassa no sistema contínuo. Para o reator seqüencial em batelada também se obtiveram diversas correlações entre a microfauna e o parâmetro SSVLM. O gênero *Chilodonella* sp. apresentou correlação direta na ordem de 0,54 a um nível de significância de 99%, bem como a classe amebas e o gênero de ciliados fixos *Opercularia* sp., que apresentaram correlação de 0,41 e 0,44 respectivamente ($P < 0,05$). Os gêneros *Amphileptus* sp. e *Euplotes* sp. apresentaram correlação inversa com este parâmetro, com valores de -0,37 e -0,46 respectivamente ($P < 0,05$). O mesmo ocorreu com os flagelados, que apresentaram correlação de -0,44 ($p < 0,05$) indicando que um aumento no seu número esteve associado a uma baixa concentração de SSV no RSB.

A classe dos ciliados rastejantes correlacionou-se inversamente com os sólidos suspensos voláteis presentes no efluente do sistema de fluxo contínuo. O coeficiente obtido foi de -0,65 a um nível de significância de 99,9%. A presença destes microorganismos pode indicar uma maior qualidade do efluente uma vez que diversos gêneros pertencentes a esta classe alimentam-se de bactérias dispersas, contribuindo para a produção de um efluente mais clarificado. Da mesma forma, a presença de tardígrados também pode ter contribuído para um efluente mais clarificado. Esta classe apresentou um coeficiente de -0,41 a um nível de significância de 95%. O gênero *Vorticella* sp. também apresentou um coeficiente de correlação negativo com os SSV presentes no efluente do sistema de fluxo contínuo, com valor igual a -0,49 ($P < 0,01$). No RSB, a presença de rotíferos pode ser relacionada à produção de um efluente mais clarificado conforme indica o coeficiente de -0,70 ($P < 0,001$). Os gêneros *Aspidisca* sp. e *Vorticella* sp. também apresentaram coeficientes negativos de correlação, com valores iguais a -0,48 e -0,38 respectivamente ($P < 0,05$). O gênero *Chilodonella* sp. e a classe

amebas podem ser consideradas como úteis para indicar um efluente com uma menor qualidade em termos de SSV no RSB. Para estes microorganismos, obtiveram-se coeficientes de correlação positivos.

No sistema de fluxo contínuo, o gênero *Vorticella* sp. apresentou a maior correlação com o Índice Volumétrico do Lodo, com valor de 0,50 ($P < 0,01$). O gênero *Euplotes* sp. também apresentou uma correlação direta com este parâmetro igual a 0,47 ($P < 0,05$), apesar de serem apontadas relações inversas entre os ciliados rastejantes e o IVL (Madoni, 1994). Lee *et al.* (2004) apontam os ciliados livres como os melhores indicadores deste parâmetro, onde um aumento de seu número indicaria más condições de sedimentabilidade. No RSB foi observada uma correlação inversa entre o IVL e o gênero *Paramecium* sp., indicando que um aumento em seu número pode estar relacionado a melhores condições de sedimentabilidade. Do mesmo modo, as amebas podem ser úteis na indicação de boas condições de sedimentabilidade no RSB. Esta classe de microorganismos apresentou um coeficiente de correlação na ordem de -0,62 a um nível de significância de 99,9%. O gênero *Carchesium* sp. e a classe dos rotíferos apresentaram correlações diretas com o IVL no RSB. Um aumento no número destes microorganismos poderia indicar más condições de sedimentabilidade neste reator.

A *Aspidisca* sp. foi o único gênero que apresentou um coeficiente de correlação, a um grau de significância mínimo considerado, com o parâmetro oxigênio dissolvido no sistema de fluxo contínuo. Esta relação inversa foi de -0,63 ($P < 0,05$) indicando que um aumento em seu número pode ser associado a concentrações mais baixas de OD neste sistema. No RSB, o gênero *Vorticella* sp. apresentou correlação direta com o OD, com coeficiente igual a 0,73 ($P < 0,05$), indicando que um aumento na quantidade destes microorganismos relaciona-se com um aumento na concentração de OD durante a fase aeróbia deste reator.

Os flagelados podem ser considerados úteis na indicação de variações no pH do efluente do sistema contínuo. Estes microorganismos apresentaram uma correlação de 0,45 a um nível de significância de 95%. No RSB, a maior correlação encontrada para o pH se deu com as amebas, com coeficiente igual a -0,61 a um nível de significância de 99,9%. Outros microorganismos úteis na indicação de variações de pH no RSB foram a *Chilodonella* sp., o *Litonotus* sp. e os rotíferos, ambos a um nível de significância de 95%.

5.2 Segunda etapa do experimento

A segunda etapa do experimento caracterizou-se pela adoção de uma idade de lodo de 30 dias como parâmetro operacional do processo biológico. O conteúdo dos reatores dos dois sistemas foi mantido e procedeu-se à retirada de uma menor quantidade de lodo de descarte para a elevação da idade de lodo. Para o sistema em fluxo contínuo, o descarte passou a ser de 23 litros enquanto que para o RSB, a retirada diária foi de 20 litros. Os sistemas foram operados de 08/04/2004 a 01/06/2004 e a coleta de amostras para as análises físico-químicas e da microfauna teve a mesma frequência adotada na primeira etapa do experimento.

Os problemas enfrentados durante a segunda etapa foram idênticos aos observados na primeira fase. O poço úmido da estação continuou com pouca manutenção, o raspador de lodo do decantador secundário do sistema contínuo parou por um dia, e o compressor de ar deste sistema novamente voltou a queimar, sendo prontamente substituído.

Novamente o RSB mostrou-se mais eficiente do que o sistema contínuo, embora não tenha apresentado resultados superiores aos obtidos durante a primeira etapa, mesmo com a adoção de uma idade de lodo mais elevada. Constatou-se uma grande perda de sólidos suspensos voláteis no efluente do sistema contínuo. Assim como ocorreu durante a primeira etapa do experimento, este sistema produziu um efluente bastante turvo com elevadas concentrações de SSV. A idade de lodo de 30 dias – pretendida para o controle operacional dos sistemas de tratamento – ficou bastante prejudicada em função do mal funcionamento do decantador secundário deste sistema. Ao se levar em consideração a massa de lodo que saiu junto ao efluente no cálculo da idade de lodo, obteve-se para o sistema contínuo uma idade de lodo média de 13 dias, muito inferior à pretendida originalmente e abaixo da calculada para o RSB que ficou próxima a 25 dias. Os menores valores de eficiência apresentados pelo sistema de fluxo contínuo podem ser justificados em função desta menor idade de lodo originada pelas perdas inerentes a este tipo de sistema.

Os resultados dos ensaios de sedimentabilidade revelaram boas condições para a separação sólido-líquido em ambos os sistemas. Observou-se uma maior variabilidade de grupos e gêneros de microorganismos no sistema de fluxo contínuo enquanto que no RSB o predomínio continuou sendo de ciliados fixos.

5.2.1 Concentração dos principais parâmetros

As principais características do esgoto bruto afluente aos sistemas em escala piloto podem ser observada na tabela 5.9. Os mesmos problemas enfrentados em relação ao poço úmido da estação na primeira etapa continuaram a aparecer durante esta fase do experimento. A falta de limpeza periódica do poço conferiu ao esgoto bruto utilizado para alimentação dos sistemas uma grande variabilidade em diversos parâmetros.

Obteve-se, para os sólidos totais, uma média de 580 mg/L, com valores máximo e mínimo de 1046 e 380 mg/L, respectivamente. Esta diferença nos resultados obtidos ao longo das análises se deve justamente às características do poço úmido da estação de tratamento, mencionadas anteriormente. Os valores encontrados situam-se dentro da faixa típica para esgotos de origem doméstica descrita por Pessôa e Jordão (1982). A parcela volátil dos sólidos, representante da fração orgânica, foi em média 45%, variando de 34 a 52% ao longo desta etapa, bem abaixo dos valores referenciados pela literatura para esgoto doméstico de 70 a 85 % (Metcalf e Eddy, 1991). A variabilidade apresentada pelas concentrações de sólidos do esgoto bruto nesta fase é bem menor do que a obtida durante a idade de lodo anterior, bem como a média de sólidos totais. Porém, a relação STV/ST média diminuiu nesta etapa, passando de 59% para os 45% já mencionados. A Figura 5.31 apresenta a variação dos sólidos totais, voláteis e fixos presentes no esgoto bruto afluente ao longo desta segunda etapa. Nela, observa-se que na maior parte do tempo a parcela fixa ou inorgânica dos sólidos foi preponderante sobre a parcela volátil, muito diferente do obtido durante a primeira etapa, onde a concentração da parcela inorgânica dos sólidos apresentou-se inferior à fração orgânica na maior parte do experimento.

TABELA 5.9: Principais características do esgoto afluente.

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
ST	mg/L	580	166	1046	380
STV	mg/L	263	88	1046	128
STV/ST	%	45,0	4,6	52,0	34,0
pH	-	7,0	0,3	7,4	6,3
Temperatura	°C	19,9	2,5	26,0	17,0
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ /L	156,0	42,4	236,0	79,1
DQO	mg/L	360,0	148,3	740,0	84,2
Nitrogênio Kjeldahl	mgN/L	46,2	16,7	76,2	16,0
Nitrogênio Amoniacal	mgN/L	22,5	9,2	42,9	4,4
Nitrogênio Orgânico	mgN/L	23,7	10,1	39,4	6,4

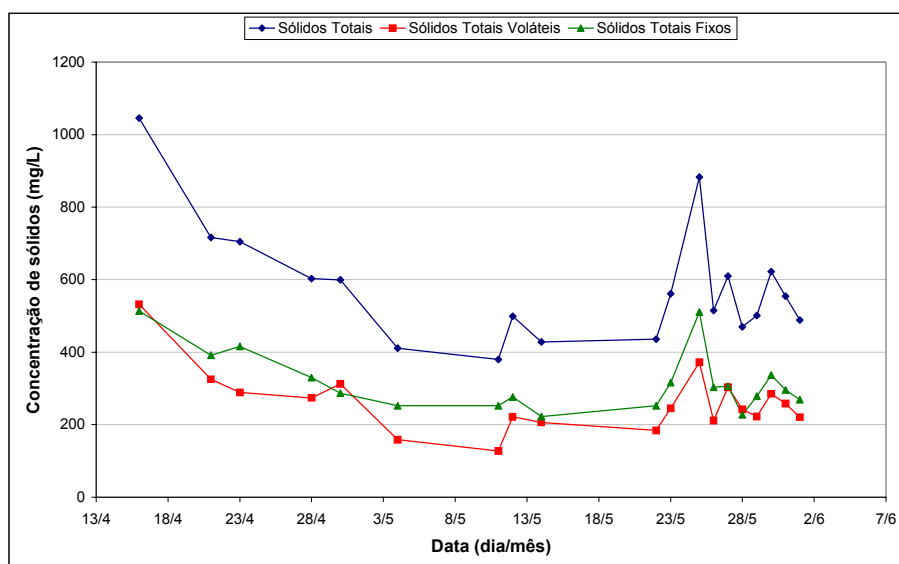


FIGURA 5.31: Variação dos sólidos totais do esgoto bruto.

O pH do esgoto bruto variou de 6,3 a 7,4 com média de 7,0 como pode ser observado através da tabela 6.9. Estes valores próximos à neutralidade são característicos de esgoto de origem doméstica e de fundamental importância para o tratamento por via biológica. Von Sperling (2000) apresenta como valores típicos de pH para esgotos domésticos a faixa entre 6,7 e 7,5. A alcalinidade total variou de 79 a 236 mgCaCO₃/L com média de 156 mgCaCO₃/L, próximos aos valores entre 50 e 200 mg CaCO₃/L indicados por Metcalf e Eddy (1991) como característicos de efluentes de origem doméstica. Concentrações elevadas deste parâmetro no efluente a ser tratado são

importantes devido ao fato de haver consumo de alcalinidade durante a nitrificação com a conseqüente diminuição do pH. Observa-se pela Figura 5.32 uma queda no valor deste parâmetro durante a metade desta fase, com o conseqüente restabelecimento de valores próximos à média.

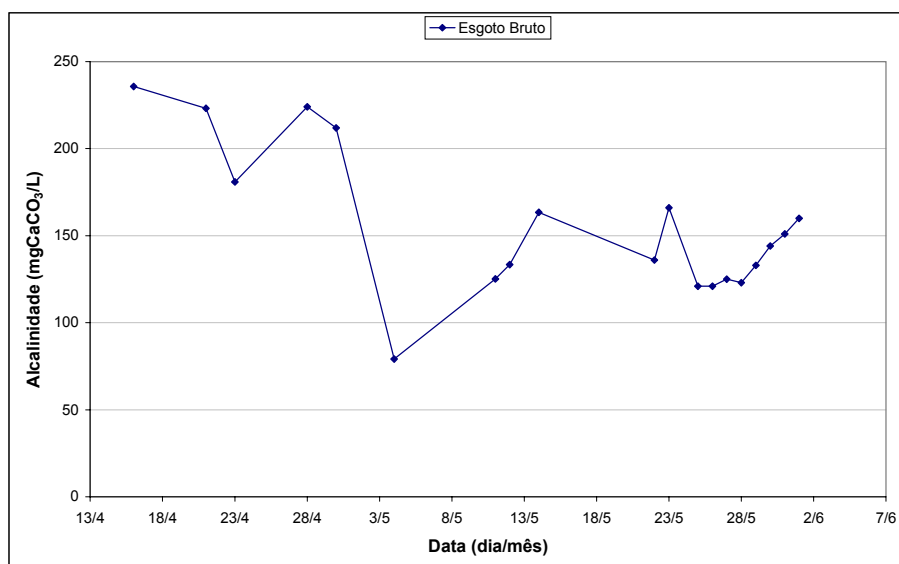


FIGURA 5.32: Alcalinidade total presente no esgoto bruto.

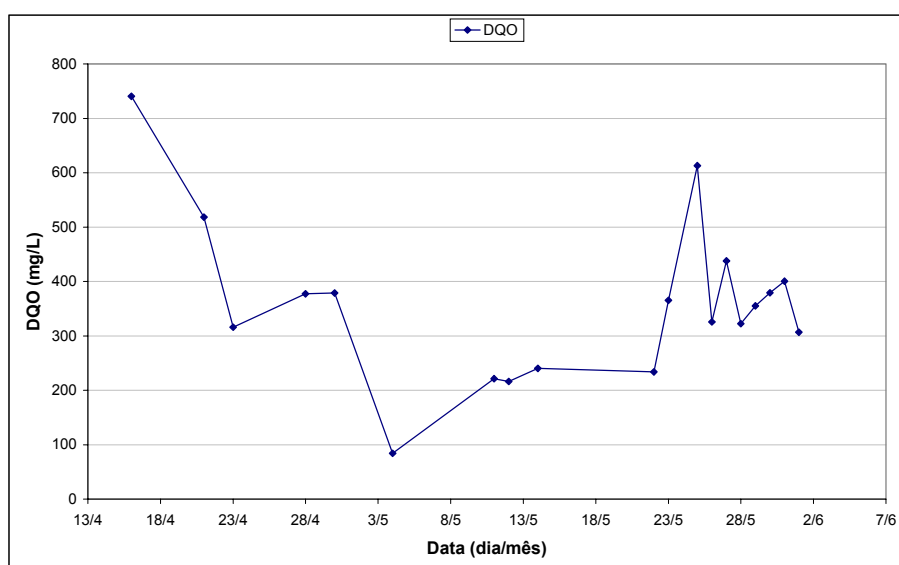


FIGURA 5.33: Variação da DQO do esgoto bruto afluente.

A matéria orgânica presente nos esgoto de origem doméstica constitui-se, principalmente, por compostos de proteínas (40%), carboidratos (25 a 50%), óleos e gorduras (10%), além de outras substâncias (Pessoa e Jordão, 1982; Metcalf e Eddy, 1992; von Sperling, 2000). Nesta etapa do experimento, a matéria orgânica expressa em termos de DQO variou de 84 a 740 mg/L, com média de 360 mg/L. Valores típicos de

DQO para esgoto doméstico encontram-se na faixa de 400 a 800 mg/L (von Sperling, 2000). Através da figura 5.33, pode-se observar que poucas vezes a concentração de DQO ultrapassa a faixa inferior mencionada. Na maior parte do tempo, o esgoto caracterizou-se por possuir uma baixa quantidade de matéria orgânica devido a grande quantidade de dias chuvosos que contribuíram para uma diluição do esgoto. Pode-se destacar o dia 04/05/2004, caracterizado por um período de fortes chuvas, onde se obteve um valor de 84 mg/L de DQO, extremamente baixo para um efluente de origem doméstica.

Obteve-se para o nitrogênio amoniacal presente no esgoto bruto, um valor médio de 23 mg/L, com valores máximo e mínimo de 43 e 4,3 mg/L, respectivamente. Para o nitrogênio Kjeldahl, a variação foi de 16 a 76 mg/L com média de 46 mg/L. As concentrações das diferentes parcelas de nitrogênio presentes no esgoto bruto durante esta segunda etapa do experimento podem ser verificadas pela figura 5.34, onde se observa, a exemplo do que ocorreu com a DQO, uma grande diminuição da concentração deste parâmetro na data de 04/05/2004. Além disso, verifica-se uma alternância entre as formas predominantes de nitrogênio. Em média, 51% do nitrogênio Kjeldahl encontrava-se sob a forma orgânica, superior aos 38% obtidos na etapa anterior.

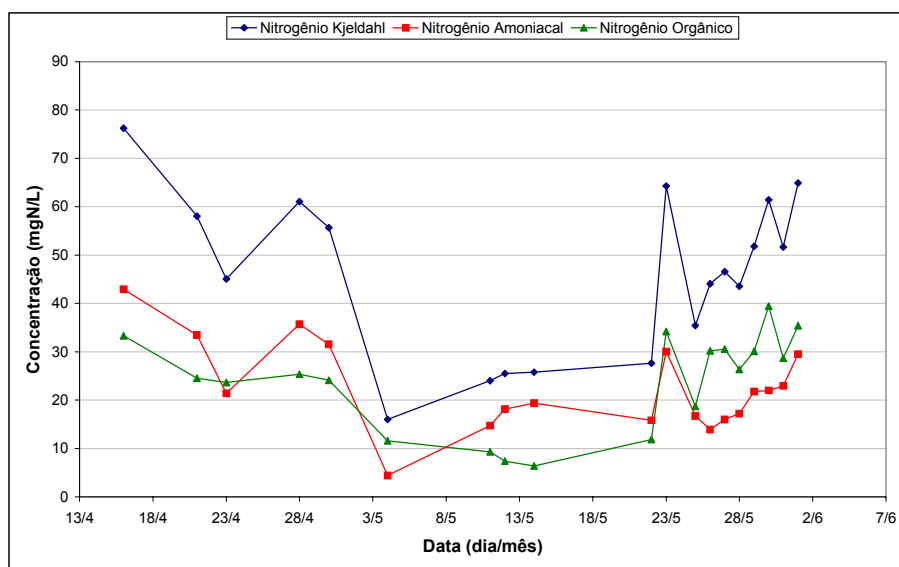


FIGURA 5.34: Variação do nitrogênio Kjeldahl, amoniacal e orgânico do esgoto bruto

A Tabela 5.10 apresenta os resultados das análises físico-químicas realizadas para os efluentes e o licor misto dos dois sistemas de tratamento, realizadas durante a segunda etapa desta pesquisa, além da estatística básica destes dados.

TABELA 5.10: Comportamento dos sistemas de lodos ativados durante a segunda etapa do experimento.

<i>Parâmetro</i>	<i>Ponto de amostragem</i>	<i>Unidade</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>
SS	Efluente FC	mg/L	71	37,6	190	34
	Efluente RSB	mg/L	8,9	6,1	23	1,5
	Licor misto FC	mg/L	2618	448	3250	1325
	Licor misto RSB	mg/L	2994	304	3730	2480
SSV	Efluente FC	mg/L	49	23,7	125	23
	Efluente RSB	mg/L	7,2	3,9	18	1,5
	Licor misto FC	mg/L	1752	276	2230	960
	Licor misto RSB	mg/L	2052	204	2650	1780
SSV/SS	Efluente FC	%	69	4,3	83	64
	Efluente RSB	%	88	16	99	54
	Licor misto FC	%	67	2,8	72	63
	Licor misto RSB	%	69	3,7	76	63
ST	Efluente FC	mg/L	385	53	492	287
	Efluente RSB	mg/L	271	50	346	167
	Remoção global FC	%	29	19	73	3
	Remoção global RSB	%	50	16	77	26
STV	Efluente FC	mg/L	144	49	492	39
	Efluente RSB	mg/L	56	31	346	8
	Remoção global FC	%	40	24	93	8
	Remoção global RSB	%	77	14	97	42
DQO	Efluente FC	mg/L	86	35	196	33
	Efluente RSB	mg/L	37	13	57	16
	Licor misto FC	mg/L	2299	450	2918	1164
	Licor misto RSB	mg/L	2722	302	3451	2356
	Remoção global FC	%	72	15	92	24
	Remoção global RSB	%	88	6	95	75
NTK	Efluente FC	mgN/L	5,1	2,3	11,0	1,2
	Efluente RSB	mgN/L	6,0	6,0	18,2	0,6
	Licor misto FC	mgN/L	150,0	22,2	182,4	91,4
	Licor misto RSB	mgN/L	187,3	15,4	231,0	171,7
Amônia	Efluente FC	mgN/L	0,8	1,4	5,7	0,08
	Efluente RSB	mgN/L	4,9	6,4	17,8	0,00
Nitrato	Efluente FC	mgN/L	16	5,8	22	0
	Efluente RSB	mgN/L	0,0	0,0	0,0	0
Nitrogênio Total	Efluente FC	mgN/L	21	6,3	31	3,2
	Efluente RSB	mgN/L	6,0	6,0	18	0,6
	Remoção global FC	%	49	21,4	96	4,5
	Remoção global RSB	%	88	9,9	99,0	70,3
pH	Efluente FC	-	6,5	0,4	7,2	5,9
	Efluente RSB	-	7,2	0,2	7,8	6,9
Alcalinidade Total	Efluente FC	mgCaCO ₃ /L	23	14,7	52	8,0
	Efluente RSB	mgCaCO ₃ /L	80	21,6	127,0	53

Continuação da Tabela 5.10

Parâmetro	Ponto de amostragem	Unidade	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Temperatura	Efluente FC	°C	19,4	2,4	25,5	16
	Efluente RSB	°C	20,0	1,9	26,0	18
Fósforo	Licor misto FC	mgP/L	28,4	5,5	35,1	16,1
	Licor misto RSB	mgP/L	45,2	3,3	50,0	40,0
IVL	Licor misto FC	mL/g	114,0	84,5	306,0	50,2
	Licor misto RSB	mL/g	85,0	9,3	101,0	72,4
IVLA	Licor misto FC	mL/g	73,0	23,5	115,0	48,0
	Licor misto RSB	mL/g	68,0	5,9	80,0	57,0
Velocidade Sedim.	Licor misto FC	cm/s	2,15	0,117	2,27	1,93
	Licor misto RSB	cm/s	2,10	0,061	2,20	1,96
Oxigênio Dissolvido	Reator FC	mgO ₂ /L	1,9	0,33	2,6	1,4
	Reator RSB	mgO ₂ /L	3,2	1,31	5,1	1,0

De acordo com a tabela 5.10, a temperatura do esgoto bruto variou ao longo desta etapa de 17 a 26°C, com média de 20°C. O efluente do sistema em fluxo contínuo apresentou valores médio, mínimo e máximo de 19,4, 16 e 25,5°C, respectivamente, enquanto que para o efluente do RSB, estes valores foram de 20, 18 e 26°C. Pode-se verificar a variação deste parâmetro através da figura 5.35, onde se observa uma gradativa diminuição da temperatura no decorrer dos meses em que esta etapa da pesquisa foi realizada. De fato, na cidade de Porto Alegre, temperaturas elevadas durante o mês de abril são comuns bem como temperaturas mais baixas a partir do mês de maio. Cabe ressaltar que os sistemas de tratamento enfrentaram temperaturas mais baixas do que as discutidas aqui no período da noite, porém esses valores não foram registrados. Apesar de menores do que a etapa anterior, os valores de temperatura apresentados durante esta fase encontram-se na faixa ótima de 15 a 25°C para sistemas de lodos ativados descritos por Gray (1990). Porém, estes valores afastam-se da faixa ótima de 25 a 36°C para a ocorrência de nitrificação (Arceivala, 1981 *apud* von Sperling, 2002).

A concentração média de sólidos totais presente no efluente do sistema em fluxo contínuo, conforme pode ser observado pela tabela 5.10, foi de 385 mg/L, com mínimo e máximo de 287 e 492 mg/L, respectivamente. O efluente do RSB apresentou valores médio, mínimo e máximo para este parâmetro de 271, 167 e 346 mg/L, respectivamente. Estes valores são bastante próximos aos apresentados pelos sistemas durante a etapa anterior da pesquisa. A figura 5.36 apresenta a variação dos sólidos totais para o esgoto bruto e para os efluentes tratados. Nela, observa-se que os sistemas

recebem uma baixa influência da variação de sólidos apresentada pelo esgoto bruto, mantendo-se bastante estáveis ao longo desta fase. Os valores apresentados pelo RSB foram sempre mais baixos do que os obtidos pelo sistema convencional em fluxo contínuo ao longo de toda esta etapa.

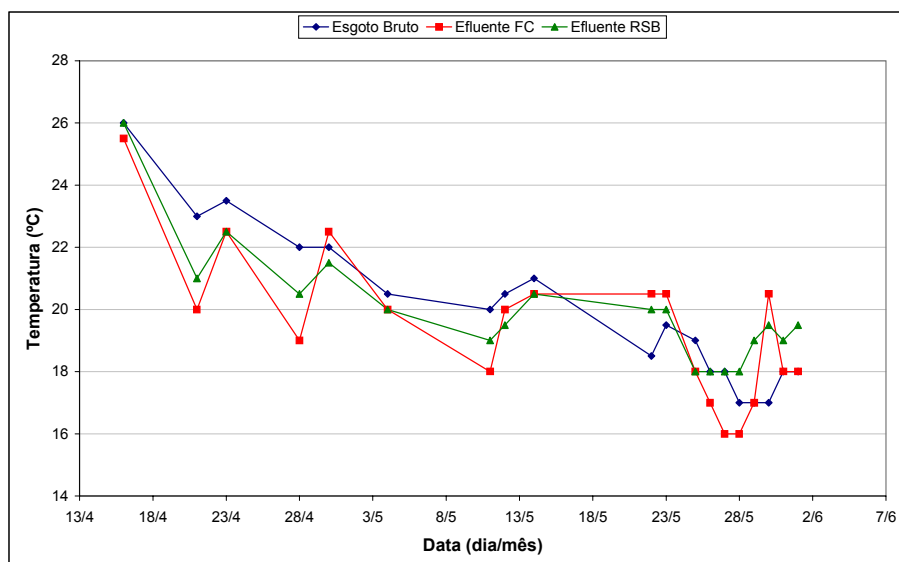


FIGURA 5.35: Variação da temperatura em EB, EFC e ERSB.

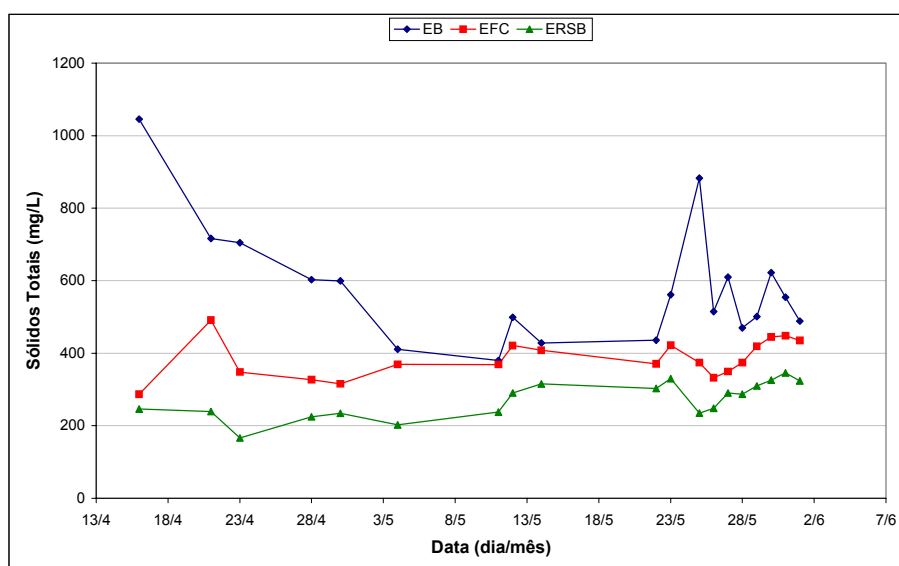


FIGURA 5.36: Concentração de sólidos totais presentes em EB, EFC e ERSB.

Pela análise da tabela 5.10, constata-se que a eficiência média de remoção de sólidos totais no RSB foi de 50%, com mínimo de 26% e máximo de 77%. O sistema em fluxo contínuo apresentou eficiência média, mínima e máxima de 29, 3 e 73%, respectivamente. Através da figura 5.37 observa-se a grande variação na eficiência apresentada pelos sistemas ao longo desta etapa. Ambos sistemas apresentaram um

decréscimo na eficiência nos dois primeiros terços desta segunda etapa da pesquisa. Os baixos valores apresentados pelo sistema contínuo se devem aos problemas com o raspador de lodo comentados anteriormente. Os valores médios de remoção de sólidos totais obtidos pelos sistemas nesta segunda etapa foram inferiores ao alcançadas durante a fase anterior da pesquisa.

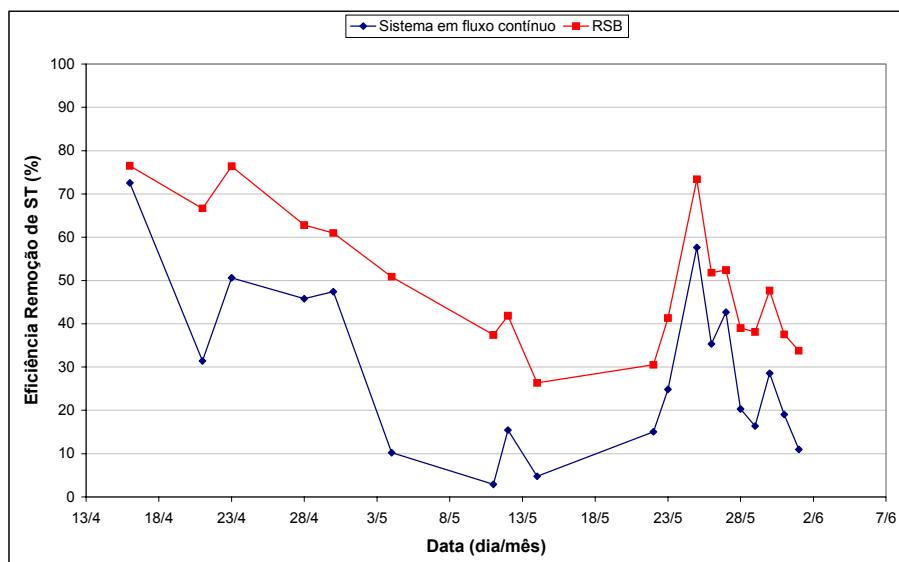


FIGURA 5.37: Eficiência de remoção de sólidos totais.

As médias das concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos totais (tabela 5.10) indicam que a maior fração de sólidos presente nos efluentes dos dois sistemas está sob a forma solúvel. Do mesmo modo que ocorreu na primeira fase do experimento, o sistema em fluxo contínuo produziu um efluente com presença excessiva de sólidos suspensos ao longo da segunda etapa. O valor médio de sólidos suspensos voláteis do efluente deste sistema foi de 49 mg/L, com máximo de 125 mg/L e mínimo de 23 mg/L. A relação SSV/SS no sistema em fluxo contínuo variou de 64 a 83% com média de 69%. No RSB, o efluente gerado mostrou-se bastante clarificado, principalmente da metade para o fim desta fase do experimento. A média para este reator foi de 7,2 mg/L com valores mínimo e máximo de 1,5 e 18 mg/L, respectivamente. A relação SSV/SS no RSB variou de 54 a 99% com média de 88%. Pode-se observar, pela figura 5.38 a variação dos SSV presente nos efluentes dos dois sistemas em estudo. Nesta figura, nota-se a grande concentração de sólidos apresentada pelo sistema contínuo no dia 21/04/2004. Por volta desta data, o raspador de lodo do decantador secundário apresentou problemas, por vezes deixando de funcionar. Na data mencionada, observou-se uma grande quantidade de lodo flotado no decantador que deixou o sistema juntamente com efluente, elevando sua concentração em termos de

sólidos suspensos voláteis. No dia 27/04/2004 a correia do raspador foi finalmente consertada e o sistema contínuo retomou seu funcionamento normal.

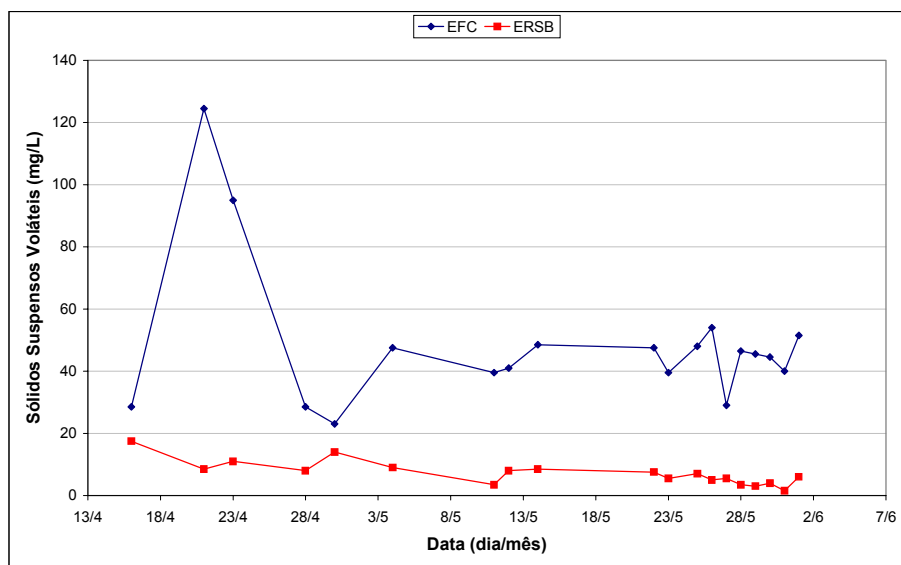


FIGURA 5.38: Sólidos suspensos voláteis em EFC e ERSB.

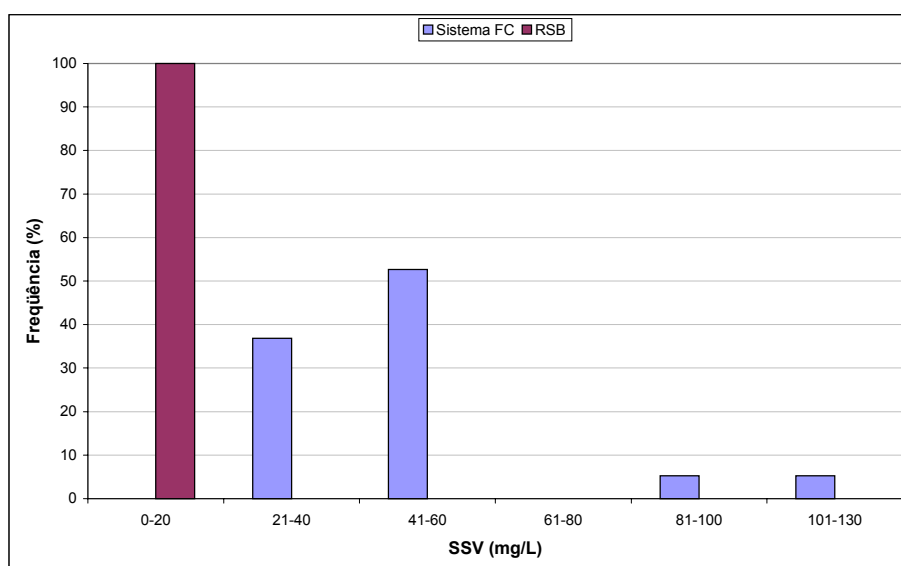


FIGURA 5.39: Frequência de SSV em EFC e ERSB.

Na figura 5.39 pode ser verificada a frequência com que as concentrações de SSV se apresentaram nos efluentes. Observa-se que 100% das análises realizadas para este parâmetro no RSB resultaram em concentrações abaixo dos 20 mg/L, novamente indicando o bom desempenho deste sistema. No sistema contínuo, todos os resultados resultaram em concentrações superiores a 20 mg/L, com pouco mais de 50% das análises estando entre 41 e 60 mg/L. A manutenção de idade de lodo elevada contribui

para uma maior perda de sólidos suspensos voláteis uma vez que há uma elevação na quantidade de lodo presente nos sistemas. O comportamento hidráulico do RSB possui vantagens sobre o do sistema contínuo, uma vez que se aproxima das condições ideais para a separação sólido-líquido. Desta forma, é de se esperar uma maior quantidade de sólidos voláteis em suspensão no efluente produzido pelo sistema em fluxo contínuo.

Observa-se, através da tabela 5.10, que a concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbio do sistema contínuo variou de 1,4 a 2,6 mg/L ao longo da segunda etapa, com valor médio de 1,9 mg/L. No RSB, essa variação foi de 1,0 a 5,1 mg/L e média de 3,2 mg/L, medida ao final da fase aeróbia. Estes valores estão dentro da faixa ótima entre 1,0 e 2,0 mg/L apontada por Gray (1990) para o desenvolvimento de microorganismos heterotróficos. A presença de oxigênio dissolvido no reator é indispensável para a ocorrência da oxidação da amônia e do nitrito. Para Metcalf e Eddy (1991), este valor não deve baixar de 1,0 mg/L, enquanto que Van Haandel e Marais (1999) recomendam uma concentração mínima de 2,0 mg/L a fim de garantir uma eficiente transferência inclusive para o centro do floco.

A concentração de DQO do efluente do RSB variou de 16 a 57 mg/L, com média de 37 mg/L ao longo da segunda etapa. Para o efluente do sistema contínuo, a DQO média, mínima e máxima foi de 86, 33 e 196 mg/L, respectivamente. A variação dos valores de DQO para o esgoto bruto e os efluentes pode ser verificada pela figura 5.40. A concentração de matéria orgânica no efluente do RSB mantém uma acentuada regularidade ao longo da segunda etapa, não recebendo uma influência significativa das variações apresentadas pelo esgoto bruto. O sistema em fluxo contínuo também se apresenta bastante estável, a não ser no início da etapa onde certamente a perda de sólidos suspensos voláteis comentada anteriormente tenha contribuído para a elevação da concentração de DQO de seu efluente. Os baixos valores de DQO apresentados principalmente pelo efluente do RSB são típicos de sistemas de lodos ativados onde há a adoção de uma idade de lodo elevada como parâmetro operacional. A idade de lodo real inferior à pretendida para o sistema contínuo pode ter contribuído para os valores elevados de DQO no efluente deste sistema.

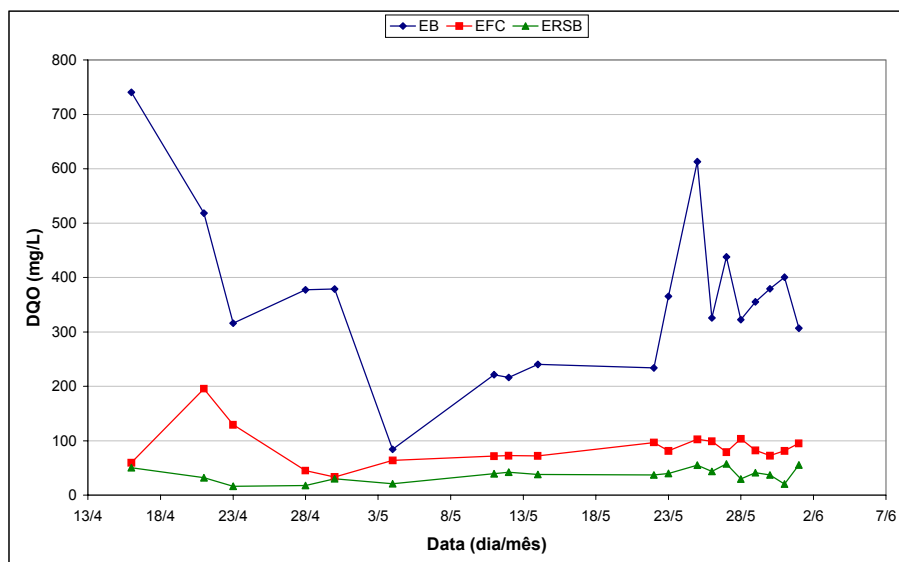


FIGURA 5.40: Concentração de DQO presente em EB, EFC e ERSB.

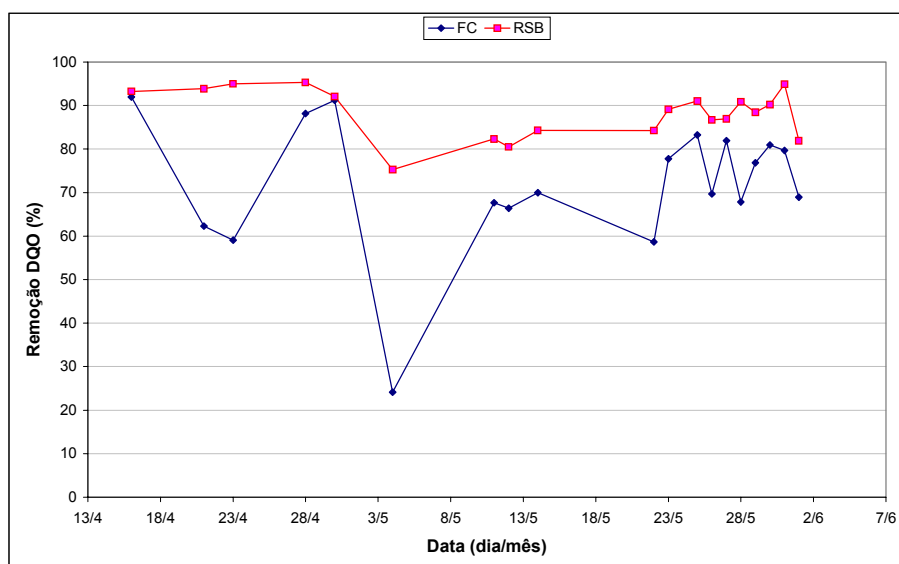


FIGURA 5.41: Eficiência de remoção de DQO.

A eficiência de remoção de matéria orgânica apresentada pelo reator seqüencial em batelada manteve uma certa regularidade ao longo desta segunda etapa, variando de 75 a 95%, com valor médio de 88%. A utilização de uma idade de lodo superior nesta etapa da pesquisa não ocasionou um aumento na eficiência em termos de remoção de DQO. Esta eficiência foi praticamente idêntica à apresentada pelo RSB na etapa anterior de pesquisa. O sistema contínuo apresentou grandes variações em sua eficiência de remoção de DQO, desde um mínimo de 24% até um valor máximo de 92%. A média de remoção para este sistema foi de 72%, conforme tabela 5.10. A baixa eficiência apresentada pelo sistema em fluxo contínuo no dia 04/05/2004 (Figura 5.41) pode ser explicada pela queima do motor do compressor responsável pelo fornecimento

de ar ao reator aeróbio. Após seu conserto, o sistema voltou a apresentar valores mais estáveis. A exemplo do que ocorreu com o RSB, a adoção de uma idade de lodo superior à utilizada durante a primeira etapa não teve uma maior influência sobre a eficiência na remoção da matéria orgânica. Os resultados apresentados pelo sistema contínuo nesta fase foram muito semelhantes aos alcançados durante a primeira idade de lodo.

A média de nitrogênio total apresentada pelo efluente do sistema em fluxo contínuo foi de 21 mg/L com valores mínimo e máximo de 3,2 e 31 mg/L, respectivamente (tabela 5.10). A concentração de nitrato no efluente deste sistema variou de 0 a 22 mg/L, com média de 16 mg/L. Observa-se através da figura 5.42 que o efluente do sistema contínuo apresenta, ao longo de praticamente toda a segunda etapa, uma baixa concentração de nitrogênio amoniacal e altas concentrações de nitrato, indicando a ocorrência de nitrificação. A oxidação da amônia por parte das bactérias nitrificantes no reator aeróbio deste sistema libera inicialmente nitrito que é posteriormente convertido a nitrato (Sedlak, 1991). O nitrogênio Kjeldahl que aparece no gráfico constitui-se, na maior parte do tempo, de nitrogênio orgânico oriundo, provavelmente, dos sólidos suspensos voláteis presentes no efluente. Há a possibilidade de ter ocorrido desnitrificação neste sistema, uma vez que o mesmo era composto por dois reatores anóxicos.

Em relação à eficiência na remoção de nitrogênio total (figura 5.43), o sistema contínuo apresentou valores médio, mínimo e máximo de 49, 4,5 e 96%, respectivamente, ao longo da segunda etapa (tabela 5.10). A média alcançada nesta etapa é inferior à obtida durante a primeira etapa para o sistema em fluxo contínuo. Apesar de ter sido adotada uma idade de lodo superior para esta segunda etapa, a mesma não contribuiu para uma elevação na remoção de nitrogênio total no sistema contínuo. A temperatura é um importante fator a ser considerado na cinética da nitrificação (Surampalli *et al.*, 1997). Provavelmente, a redução na temperatura ocorrida ao longo desta etapa ocasionou uma redução na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes.

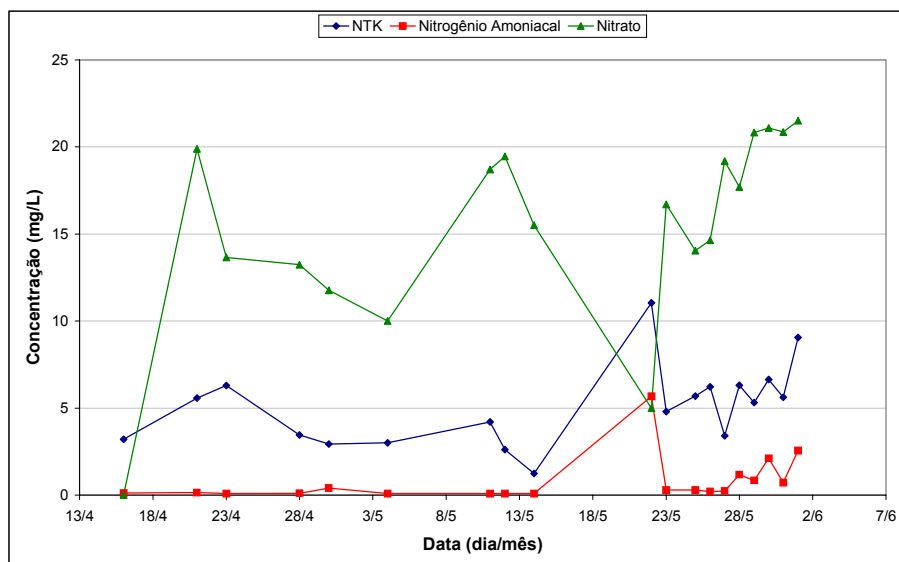


FIGURA 5.42: Diferentes formas de nitrogênio presentes em EFC.

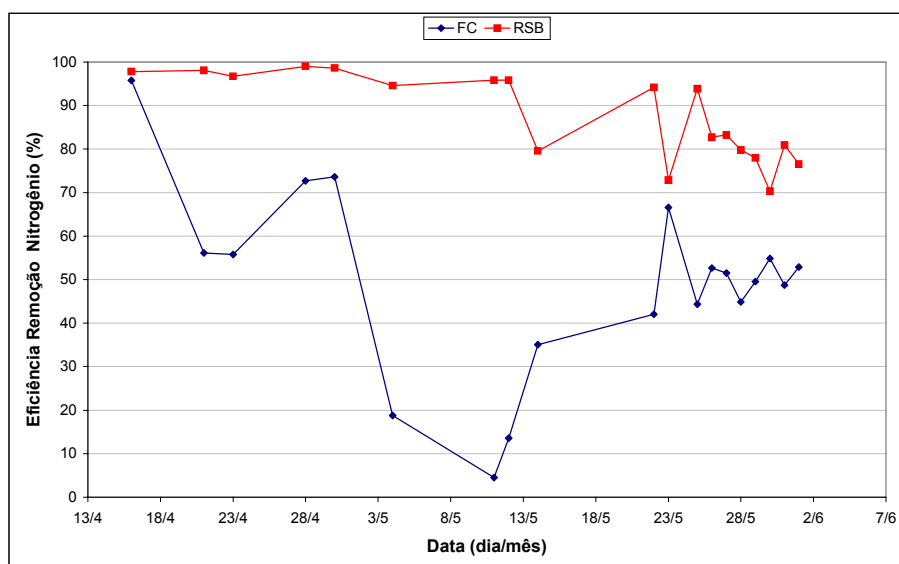


FIGURA 5.43: Eficiência na remoção de nitrogênio total.

O efluente gerado pelo RSB apresentou uma média de 6 mg/L de nitrogênio total, com valor mínimo de 0,6 mg/L e máximo de 18 mg/L. Pela análise da figura 5.44 observa-se que não houve a liberação de nitrato no efluente produzido pelo RSB ao longo de toda a etapa. Santos (2005), através de perfis de nitrato ao longo das fases aeróbia e anóxica deste RSB, concluiu que em nenhum momento houve liberação de nitrato neste reator durante esta segunda etapa da pesquisa, o que indicaria a não ocorrência de nitrificação. Porém, observou-se um consumo de alcalinidade no RSB conforme figura 5.45. Nesta figura, apresentam-se valores de alcalinidade total no esgoto bruto afluente, no início da reação aeróbia (0 minutos), ao final da reação aeróbia (120 minutos) e do efluente gerado pelo reator. Observa-se uma redução na

concentração da alcalinidade total a partir do início da fase aeróbia até seu final, podendo ser atribuída à oxidação do nitrogênio amoniacal, uma vez que a ocorrência deste fenômeno consome alcalinidade do meio. Deste modo, presume-se que possa ter havido algum tipo de interferência na análise utilizada para a determinação da concentração de nitrato. Supõe-se que alguma substância não solúvel em água tenha se combinado com o nitrato impedindo sua detecção através do cromatógrafo iônico. Através da figura 5.43 podem-se observar os máximos valores de eficiência de remoção de nitrogênio total que o RSB poderia alcançar. Considerando-se uma completa redução do nitrato, a eficiência média de remoção de nitrogênio total nesse reator ficaria em 88%.

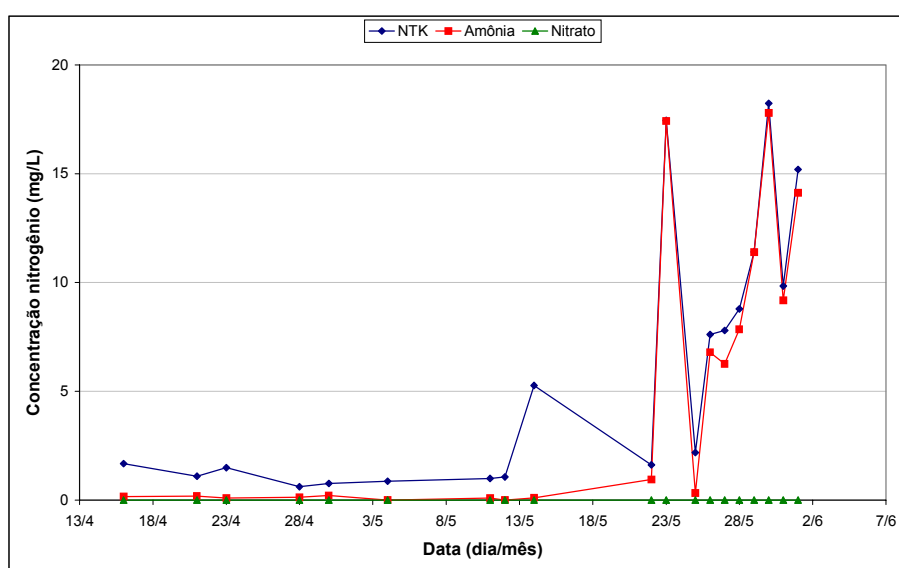


FIGURA 5.44: Diferentes formas de nitrogênio presentes em ERSB.

A alcalinidade total média do efluente do sistema contínuo foi de 23 mgCaCO₃/L, com mínimo e máximo de 8 e 52 mgCaCO₃/L, respectivamente. O RSB produziu um efluente com uma alcalinidade total média, mínima e máxima de 80, 53 e 127 mgCaCO₃/L, respectivamente. Nota-se, através da figura 5.46 que houve redução na alcalinidade total entre o efluente bruto e os efluentes tratados. O comportamento da alcalinidade no efluente gerado pelo sistema em fluxo contínuo mostra que houve um grande consumo deste parâmetro, reforçando a hipótese da ocorrência da nitrificação comentada anteriormente.

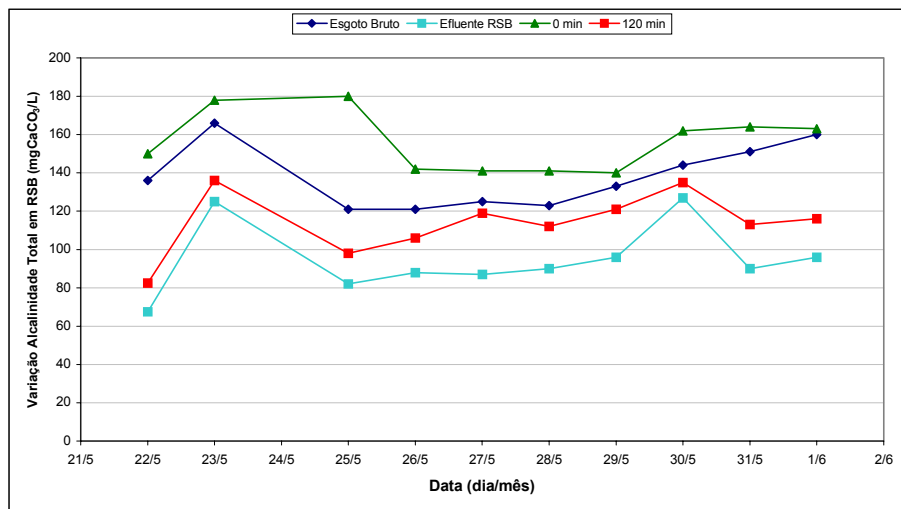


FIGURA 5.45: Perfil da alcalinidade total no RSB.

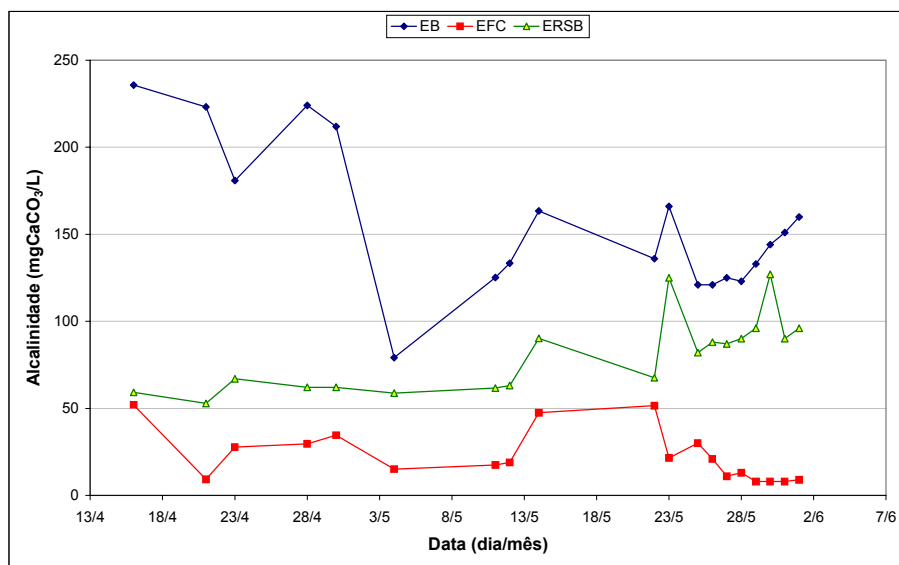


FIGURA 5.46: Alcalinidade total em EB, EFC e ERSB.

Para efeitos de comparação entre resultados apresentados pelos sistemas de tratamento, realizou-se o teste estatístico “t”. Através do teste, concluiu-se que houve evidência altamente significativa ($P < 0,001$) de diferenças entre os valores apresentados pelos efluentes gerados pelos sistemas para os parâmetros: DQO, nitrogênio total, sólidos totais e sólidos suspensos voláteis, ao longo da segunda etapa da pesquisa.

5.2.2 Caracterização da Biomassa

Para a realização dos estudos relativos a segunda etapa do experimento, o descarte de lodo diário passou a ter um menor volume para que se alcançasse a idade de lodo de 30 dias, sendo de 23 litros para o sistema contínuo e de 20 litros para o RSB.

A concentração de sólidos suspensos voláteis no RSB variou de 1780 a 2650 mg/L, com média de 2052 mg/L. A variação no sistema contínuo foi de 960 a 2230 mg/L, com valor médio de 1752 mg/L de SSV (tabela 5.10). A média apresentada pelo RSB ficou um pouco acima da média apresentada pelo mesmo sistema durante a fase anterior. Por sua vez, o sistema em fluxo contínuo apresentou um aumento significativo na produção de biomassa em relação à obtida na primeira etapa do experimento. A figura 5.47 mostra a variação da concentração de biomassa representada pelos sólidos suspensos voláteis. Nela, se observa uma redução significativa apresentada pelo sistema contínuo por volta do dia 28/04/2004. Como já relatado anteriormente, problemas com a correia do raspador de lodo do decantador secundário ocasionaram uma grande perda de sólidos voláteis juntamente com efluente tratado. Esta perda teve reflexo direto na concentração de biomassa no sistema, chegando a um valor de 960 mg/L. Com exceção deste incidente, a concentração de sólidos suspensos voláteis no sistema contínuo mostrou-se bastante regular ao longo da segunda etapa. Em relação ao RSB, observa-se uma queda inicial dos sólidos voláteis, seguida de uma estabilização dos valores até o final da etapa. Através da figura 5.48 pode-se observar a variação da concentração de SSV no licor misto dos sistemas para as duas idades de lodo. Nota-se que a concentração é, via de regra, superior no RSB comparado ao sistema contínuo. Através do teste estatístico “t”, conclui-se que há evidência altamente significativa ($P < 0,001$) de diferenças entre as concentrações de sólidos suspensos voláteis apresentadas pelos sistemas em fluxo contínuo e em batelada.

A relação média de SSV/SS no licor misto do sistema em fluxo contínuo foi de 67%, com valores mínimo e máximo de 63 e 72%, respectivamente. A variação desta relação no licor misto do RSB foi de 63 a 76%, com média de 69%. Os valores obtidos nesta etapa são praticamente idênticos aos alcançados durante a fase anterior em ambos os sistemas e estão dentro da faixa de valores típicos para o tipo de tratamento utilizado. O aumento na idade de lodo não implicou em uma maior remoção da fração orgânica presente no lodo e representada pelos sólidos suspensos voláteis.

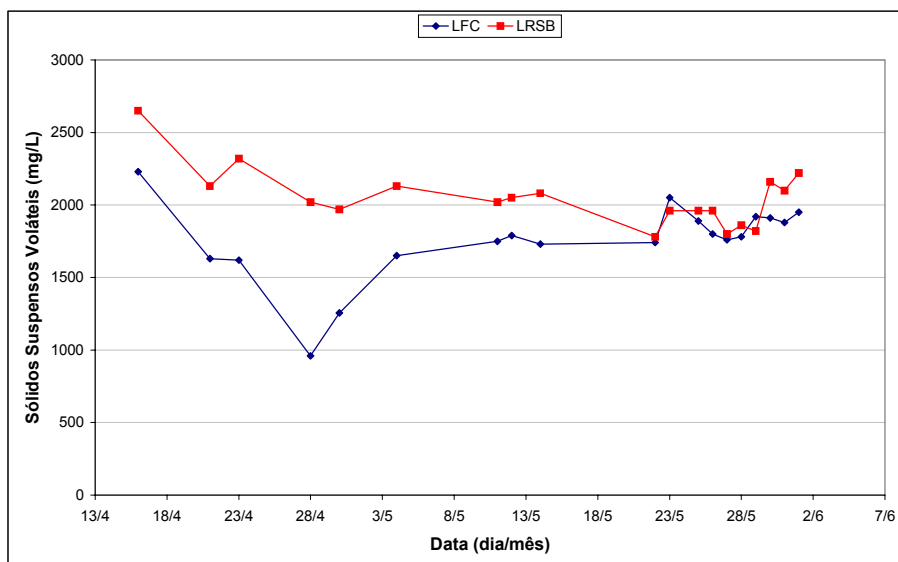


FIGURA 5.47: Variação da concentração de SSV em FC e RSB.

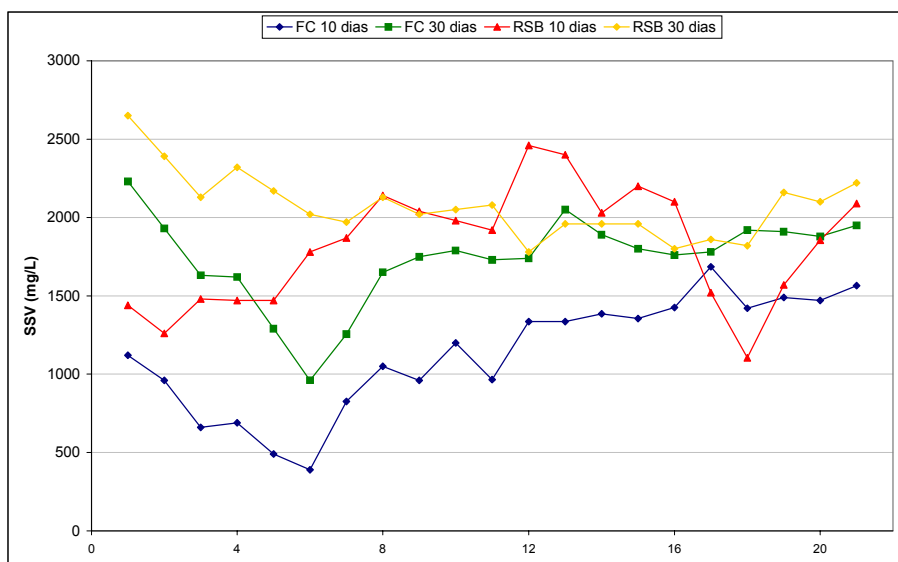


FIGURA 5.48: Variação da concentração de SSV nas idades de lodo de 10 e 30 dias.

5.2.3 Sedimentabilidade

De acordo com a tabela 5.10, o teste do IVL realizado no sistema contínuo apresentou valores que variaram de 50 a 306 mL/g, com média de 114 mL/g. No RSB, os resultados do teste variaram de 72 a 101 mL/g, com valor médio de 85 mL/g. Através da figura 5.49, pode-se acompanhar o comportamento deste teste para os sistemas ao

longo da segunda etapa. Nota-se uma grande oscilação nos valores do teste no sistema contínuo até a metade desta fase. Os problemas com o decantador secundário e a conseqüente redução na quantidade de sólidos suspensos nos reatores tiveram influência direta sobre o índice volumétrico do lodo. Na segunda metade, após regularização do funcionamento do sistema, os resultados apresentaram uma sensível melhora nas condições de sedimentabilidade. No RSB, os valores de IVL tiveram uma baixa flutuação confirmando as boas condições de sedimentabilidade características deste tipo de reator.

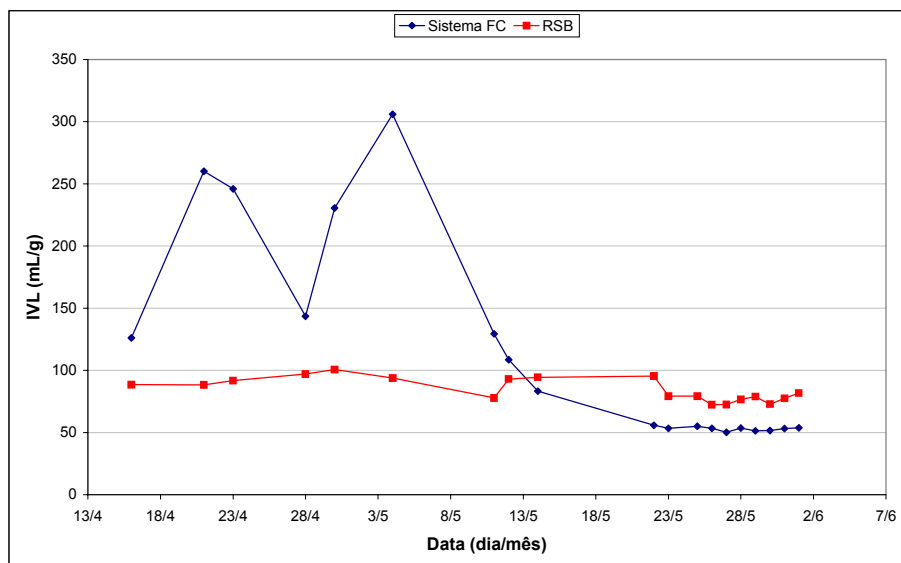


FIGURA 5.49: Índice volumétrico do lodo (IVL).

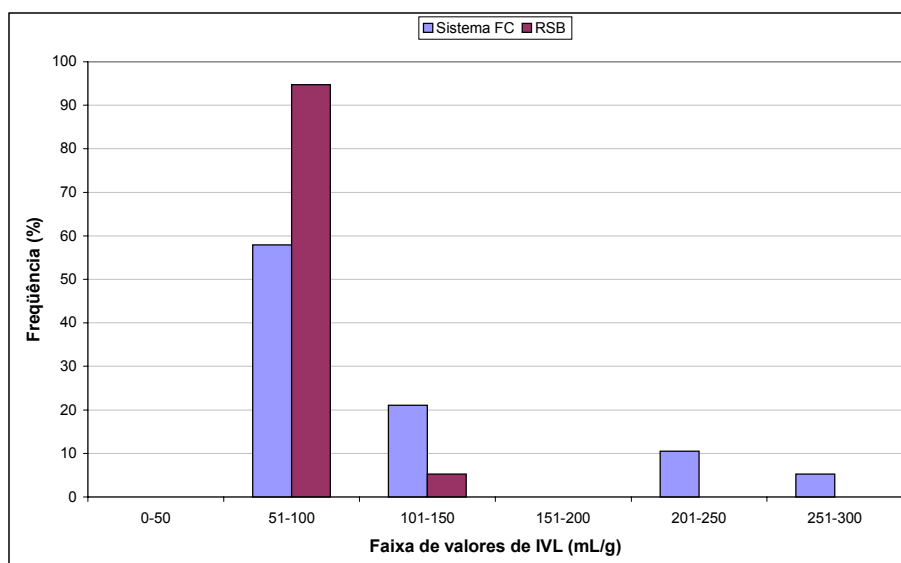


FIGURA 5.50: Frequência de valores de IVL.

Pessoa e Jordão (1985) e von Sperling (2001) apontam a faixa entre 50 e 100 mL/g para que haja uma boa sedimentabilidade do lodo. De acordo com a figura 5.50, os sistemas de tratamento apresentaram boas condições de sedimentabilidade na maior parte do tempo, com destaque ao RSB que, em aproximadamente 95% do tempo, encontrou-se dentro desta faixa. Pode-se observar também que em cerca de 17% das análises, o sistema em fluxo contínuo apresentou condições ruins de sedimentabilidade.

Diferentemente do que ocorreu durante a fase anterior da pesquisa, nesta segunda etapa o teste do IVLA foi realizado durante todo o período em que os sistemas foram operados. Os valores do teste para o sistema contínuo variaram de 48 a 115 mL/g, com média de 73 mL/g. Para o RSB, os valores mínimo e máximo foram de 57 a 80 mL/g, respectivamente e média de 68 mL/g. A partir da figura 5.51, pode-se observar a variação dos valores de IVLA para os dois sistemas ao longo da segunda etapa. Nela, constata-se uma melhora nas condições de sedimentabilidade apresentada pelo sistema contínuo a partir da metade do período de análise. Esta melhora se deve ao maior controle que se passou a ter sobre o decantador secundário na tentativa de sanar os problemas por ele apresentados, comentados anteriormente. O teste do IVL também evidenciou esta pronunciada melhora a partir do mesmo período. O comportamento do RSB foi bastante estável, mantendo-se sempre dentro de uma mesma faixa de valores.

A figura 5.52 mostra que, de fato, o RSB apresentou boas condições de sedimentabilidade ao longo de toda a segunda etapa. Observa-se que em 100% das análises, o resultados de IVLA para este sistema ficou compreendido entre 51 e 100 mL/g. O sistema em fluxo contínuo apresentou resultados em diferentes faixas ao longo desta fase, com aproximadamente 5% dos resultados dentro da excelente faixa de 0 a 50 mL/g; 73% na faixa entre 51 e 100 mL/g e cerca de 22% entre os valores de 101 a 150 mL/g.

A velocidade de sedimentação, calculada a partir de valores de altura na proveta utilizada para o teste de IVLA durante 30 minutos, tanto para o sistema em fluxo contínuo quanto para o RSB foi de aproximadamente 2,1 cm/s, em média. Estes valores estão próximos aos apresentados pelos sistemas na idade de lodo de 10 dias. O teste estatístico “t” realizado sobre os dados de IVL e IVLA indica que não há diferença significativa entre os resultados apresentados pelos sistemas de fluxo contínuo e em batelada.

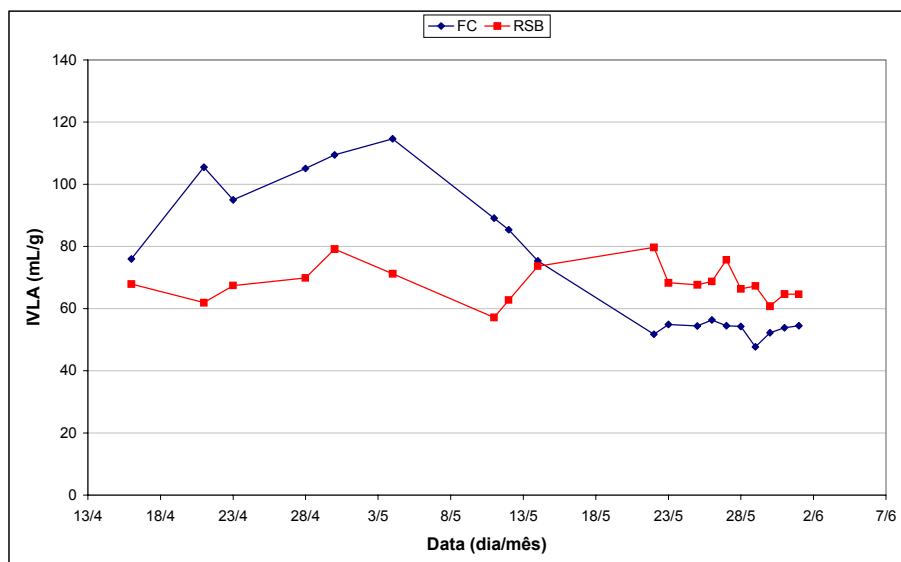


FIGURA 5.51: Variação do IVLA.

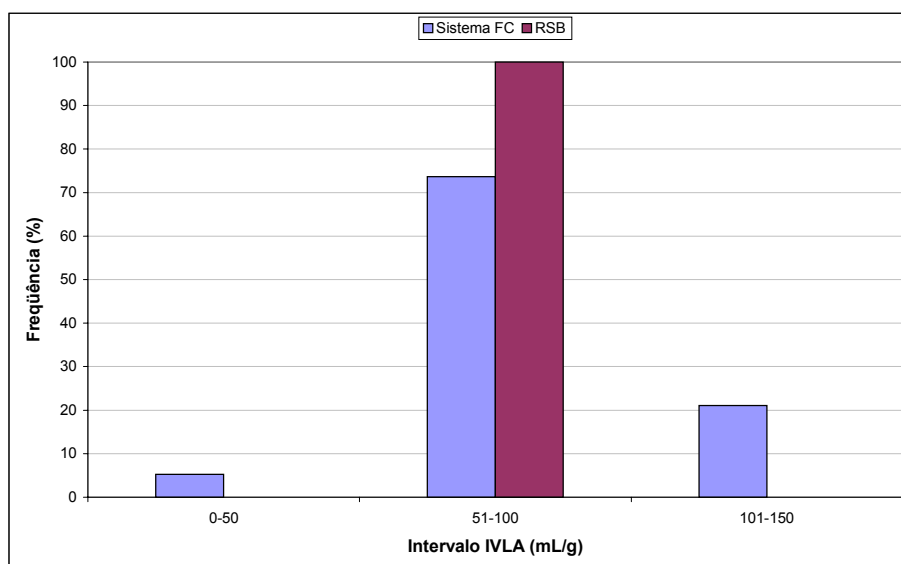


FIGURA 5.52: Freqüência de valores de IVLA.

A relação C:N:P média do licor misto do sistema em fluxo contínuo foi de 100:6,6:1,2 enquanto que, no RSB esta relação foi de 100:6,9:1,7 nesta segunda etapa do experimento. Estes valores estão próximos aos apresentados pelo lodo durante a etapa de 10 dias. Na tabela 5.11 pode-se observar a variação desta relação no lodo dos dois sistemas de tratamento durante a segunda etapa. Observa-se que o fósforo, na relação, variou de 0,9 a 1,5 no sistema contínuo e de 1,4 a 2,1 no RSB. O nitrogênio variou de 5,6 a 7,9 no sistema contínuo e de 5,9 a 8,1 no batelada.

TABELA 5.11: Variação da relação C:N:P no lodo dos sistemas de tratamento

<i>Data</i>	<i>Sistema FC</i>			<i>RSB</i>		
	<i>C</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>C</i>	<i>N</i>	<i>P</i>
16/4	100	6,3	0,9	100	6,7	1,4
21/4	100	6,7	1,1	100	6,5	1,5
23/4	100	7,5	1,3	100	8,1	1,8
28/4	100	7,9	1,4	100	7,3	1,7
30/4	100	6,8	1,2	100	7,1	1,7
4/5	100	7,2	1,2	100	5,9	1,5
11/5	100	6,6	1,1	100	6,7	1,6
12/5	100	6,8	1,3	100	6,8	1,7
14/5	100	6,2	1,3	100	6,7	1,8
22/5	100	6,5	1,4	100	7,3	2,1
23/5	100	6,2	1,3	100	7,5	2,0
25/5	100	5,6	1,2	100	6,7	1,7
26/5	100	6,2	1,3	100	6,3	1,4
27/5	100	7,0	1,4	100	7,0	1,7
28/5	100	6,4	1,3	100	7,1	1,7
29/5	100	6,3	1,3	100	7,0	1,7
30/5	100	6,1	1,2	100	7,0	1,7
31/5	100	7,2	1,5	100	6,7	1,6
1/6	100	6,3	1,2	100	7,0	1,6

5.2.4 Composição da Microfauna

O sistema em fluxo contínuo apresentou um número médio de flagelados e nematódeos bem abaixo do valor típico apresentado por CETESB (1991) para sistemas de lodos ativados. A quantidade de rotíferos e amebas encontraram-se dentro da faixa. Através da tabela 5.12, constata-se que o número médio de flagelados foi de aproximadamente 0,6 microorganismos por mL e o de nematódeos, 0,3 microorganismos por mL de amostra analisada. Observaram-se valores médios de 361 e 90 microorganismos por mL para os rotíferos e as amebas, respectivamente. O gênero ciliados fixos encontrou-se dentro da faixa típica indicada pela literatura, apresentando média de 1144 microorganismos por mL.

No reator seqüencial em batelada foram observados valores médios de 5, 32 e 0,2 microorganismos por mL para rotíferos, amebas e nematódeos, respectivamente, bem abaixo da faixa típica indicada por CETESB (1991). A quantidade de flagelados foi bastante baixa, aparecendo somente no início do período de análise neste reator (tabela 5.13), indicando a boa performance do sistema, uma vez que a presença acentuada

destes microorganismos em um lodo ativado em operação está associada a uma má performance da depuração biológica (Poole, 1984). A quantidade média de ciliados fixos de aproximadamente 2700 microorganismos por mL enquadra-se na faixa típica apresentada pela literatura.

TABELA 5.12: Quantificação da microfauna para o sistema em fluxo contínuo (nº de microorganismos/mL)

DATA	Rotíferos	Flagelados	Amebas	Anelídeos	Nematódeos	Tardígrados	Ciliados		
							Livres	Rastejantes	Fixos
13/04	0	0	150	0	0	0	0	300	20
15/04	0	10	120	0	0	0	80	910	160
16/04	0	10	70	0	1	0	220	3190	380
17/04	0	0	120	1	1	10	60	820	710
19/04	0	0	140	1	0	10	20	390	1010
20/04	0	0	50	0	0	10	20	480	960
21/04	10	0	70	0	0	30	40	730	470
22/04	10	0	30	0	0	40	30	670	700
23/04	10	0	20	1	1	20	10	2690	1480
26/04	20	0	30	0	0	0	20	2860	730
27/04	30	0	50	1	1	0	20	1720	1330
28/04	30	0	40	1	1	0	20	1190	1410
29/04	30	0	80	1	0	10	10	300	2570
30/04	30	0	50	1	0	20	0	160	2980
02/05	40	0	50	2	0	20	0	270	2300
03/05	80	0	60	2	1	30	10	420	1450
04/05	380	0	60	3	1	30	70	820	800
06/05	400	0	80	2	1	40	50	810	620
08/05	450	0	150	3	2	30	20	230	610
10/05	550	0	170	3	2	30	10	190	570
11/05	490	0	210	5	0	40	0	200	810
12/05	610	0	240	3	0	70	10	320	770
13/05	1070	0	240	5	0	100	20	420	1310
14/05	990	0	120	8	0	70	30	550	530
16/05	940	0	120	10	0	100	20	490	1290
18/05	930	0	130	11	0	80	10	410	2010
19/05	1020	0	80	18	0	60	50	420	610
21/05	950	0	80	20	0	80	40	830	750
22/05	850	0	70	24	0	100	20	1320	1660
25/05	890	0	60	28	0	120	20	1530	2570
27/05	460	0	40	32	0	70	10	730	1760
28/05	480	0	50	28	0	100	0	900	1050
30/05	320	0	40	26	0	60	0	840	1010
31/05	350	0	20	23	0	40	0	660	1200
01/06	210	0	70	35	0	100	10	630	1440
<i>Média</i>	<i>361</i>	<i>0,6</i>	<i>90</i>	<i>9</i>	<i>0,3</i>	<i>43</i>	<i>27</i>	<i>840</i>	<i>1144</i>
<i>D. Pad.</i>	<i>380,3</i>	<i>2,4</i>	<i>58,9</i>	<i>11,1</i>	<i>0,6</i>	<i>36,6</i>	<i>39,2</i>	<i>744,9</i>	<i>698,8</i>
<i>Mínimo</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>20</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>160</i>	<i>20</i>
<i>Máximo</i>	<i>1070</i>	<i>10</i>	<i>240</i>	<i>35</i>	<i>2</i>	<i>120</i>	<i>220</i>	<i>3190</i>	<i>2980</i>

TABELA 5.13: Quantificação da microfauna do RSB (microorganismos/mL)

DATA	Rotíferos	Flagelados	Amebas	Anelídeos	Nematódeos	Tardígrados	Ciliados		
							Livres	Rastejantes	Fixos
13/4	0	0	90	0	0	0	60	20	3640
15/4	0	0	50	0	0	0	40	10	2430
16/4	20	0	40	0	0	0	10	0	1560
17/4	10	0	50	0	0	0	10	0	1620
19/4	0	0	60	0	0	0	10	0	1740
20/4	0	0	50	0	0	0	0	0	1240
21/4	0	0	60	0	0	0	0	0	1180
22/4	0	0	40	0	0	0	10	70	660
23/4	10	0	50	0	1	0	20	40	100
26/4	0	0	40	0	0	0	20	80	360
27/4	10	0	20	0	0	0	30	50	620
28/4	10	0	30	0	0	0	10	30	910
29/4	0	0	20	0	0	0	0	50	990
30/4	0	0	10	0	0	0	0	50	2260
2/5	0	0	20	0	0	0	0	60	2830
3/5	0	0	30	0	1	0	0	110	3360
4/5	0	0	50	0	1	0	0	150	4460
6/5	0	0	60	0	1	0	0	90	3920
8/5	10	0	50	0	0	0	0	30	3370
10/5	30	0	40	0	0	0	0	20	3290
11/5	0	0	40	0	0	0	10	50	4430
12/5	0	0	30	0	0	0	0	30	4620
13/5	0	0	0	0	0	0	10	50	3950
14/5	0	0	40	0	0	0	0	40	2740
16/5	10	0	20	0	0	0	10	30	2990
18/5	10	0	0	0	0	0	0	20	3040
19/5	0	0	0	0	0	0	0	40	2900
21/5	0	0	0	0	0	0	10	50	3100
22/5	10	0	10	0	1	0	20	140	3260
25/5	10	0	40	0	0	0	20	130	3580
27/5	0	0	0	0	1	0	0	10	4170
28/5	0	0	0	0	0	0	60	60	3140
30/5	10	0	10	0	0	0	20	100	3810
31/5	10	0	40	0	0	0	0	230	4090
1/6	0	0	30	0	0	0	0	10	4560
<i>Média</i>	5	0,0	32	0,0	0,2	0,0	11	53	2712
<i>D. Pad.</i>	7,0	0,0	21,9	0,0	0,4	0,0	15,8	50,8	1332,5
<i>Mínimo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	100
<i>Máximo</i>	30	0	90	0	1	0	60	230	4620

Pode-se constatar, a partir da figura 5.53, que ambos os sistemas de tratamento encontraram-se dentro da faixa de abundância de microorganismos em que há a possibilidade de se obter uma boa eficiência no tratamento descrita por De Marco *et al.* (1991) *apud* Madoni (1994). Esta mesma figura mostra uma baixa quantidade de microorganismos na partida do sistema contínuo e sua posterior elevação e estabilização

dentro da faixa superior de valores. O RSB também apresentou uma baixa quantidade no número total de microorganismos em um curto espaço desta segunda etapa, seguida de uma rápida elevação e manutenção de valores dentro da faixa indicada para a obtenção de uma boa eficiência (> 1000 microorganismos por mL).

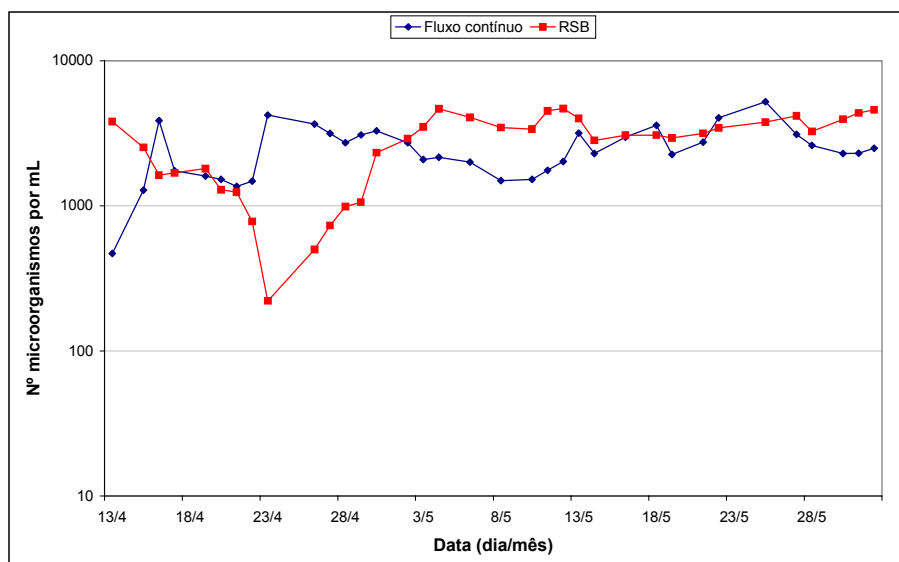


FIGURA 5.53: Quantidade de microorganismos por mL de amostra.

Não foi observado, durante a segunda etapa do experimento, nenhum gênero de ciliados diferente daqueles observados ao longo do período de análises da primeira fase. Os metazoários anelídeos e tardígrados novamente só foram encontrados no sistema contínuo. Através das figuras 5.54 e 5.55, pode-se observar a variação da quantidade dos microorganismos divididos por grupos presentes no sistema convencional e em batelada, respectivamente. Para o sistema em fluxo contínuo, até a metade da segunda fase os ciliados rastejantes foram predominantes, sendo substituídos pelos fixos ao final do período. Durante a primeira etapa, este sistema teve o domínio dos ciliados rastejantes em praticamente todo o período de observações. Observa-se também o grande aumento do número de rotíferos a partir de 03/05/2004, chegando próximo a 1.000 organismos por mL de amostra analisada, muito superior ao número encontrado durante a primeira etapa. O número de amebas, anelídeos, nematódeos e tardígrados esteve bem próximo ao observado na fase anterior.

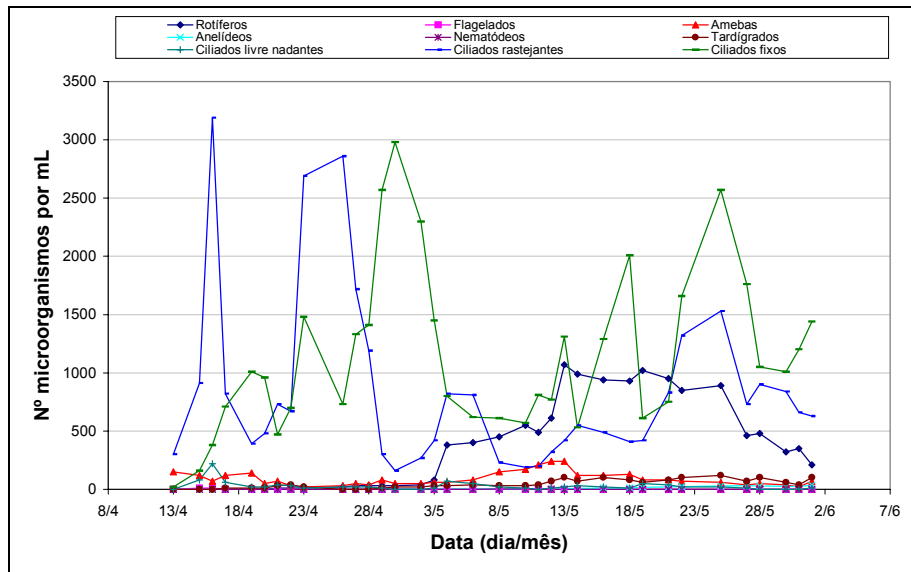


FIGURA 5.54: Microfauna observada no sistema em fluxo contínuo.

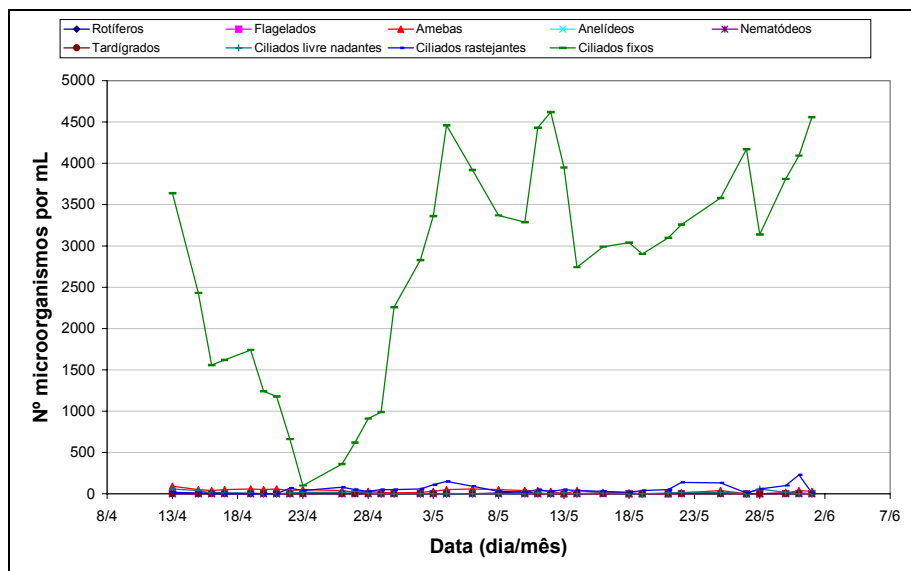


FIGURA 5.55: Microfauna observada no RSB.

No RSB, os ciliados fixos mantiveram-se predominantes, da mesma forma que ocorreu durante a idade de lodo de 10 dias. Os nematódeos e os rotíferos apareceram esporadicamente. Através das figuras 5.56 e 5.57 pode-se observar a distribuição dos três sub-grupos de ciliados ao longo da segunda etapa para o sistema contínuo e em batelada, respectivamente. Para o primeiro sistema, o aparecimento dos ciliados livres deu-se com mais ênfase no início do processo da mesma forma em que ocorreu na primeira etapa do experimento. Para o RSB, a quantidade de ciliados livres manteve-se bastante baixa ao longo desta segunda etapa. De acordo com Madoni (1994), existe uma co-dominância pelos grupos de ciliados rastejantes e fixos no

processo de lodos ativados. Esta co-dominância pode ser observada no sistema em fluxo contínuo que apresenta uma alternância no predomínio destes dois grupos de ciliados. O mesmo não ocorre no RSB, que apresenta uma predominância absoluta dos ciliados fixos ao longo de toda a segunda etapa. Esta co-dominância existente no sistema contínuo reforça a relação apontada por Poole (1984) entre a presença de ciliados rastejantes e fixos e a ocorrência de nitrificação no processo.

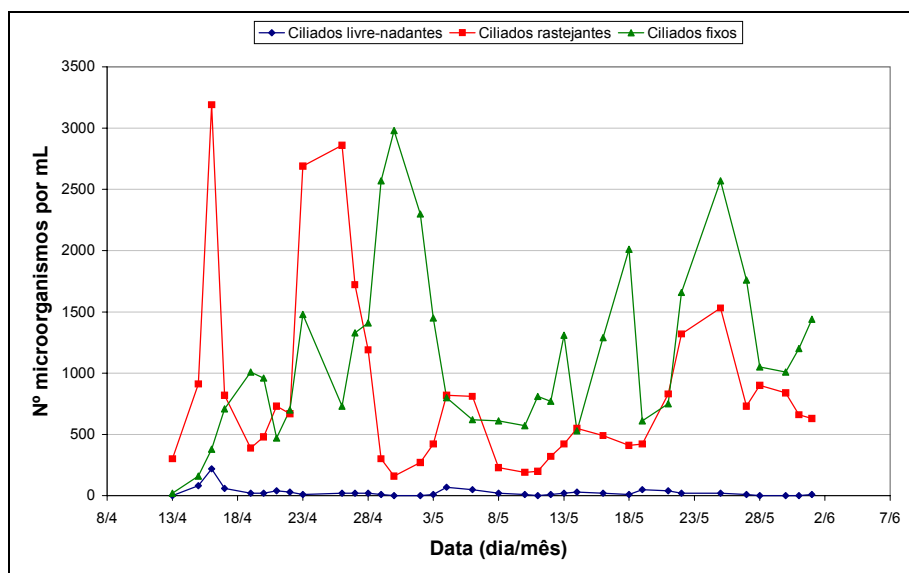


FIGURA 5.56: Ciliados presentes no sistema em fluxo contínuo.

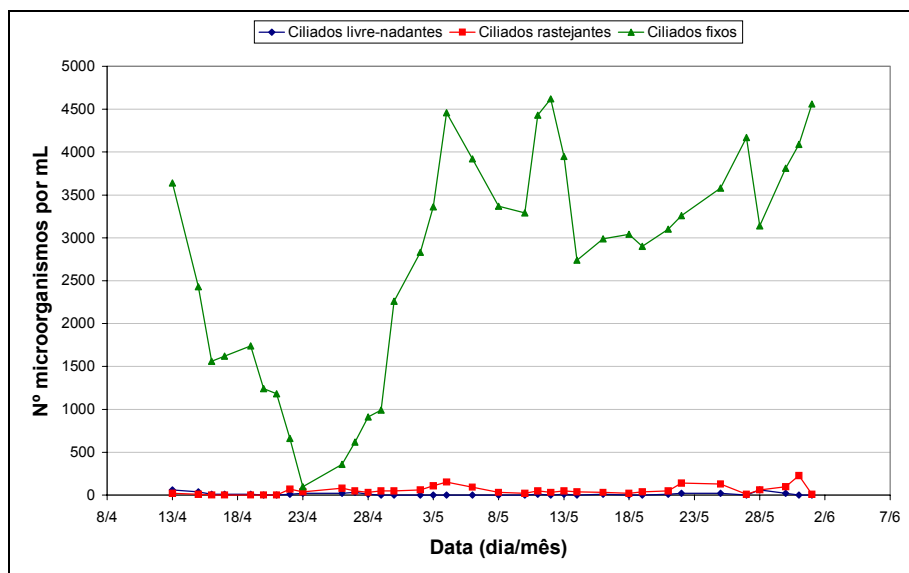


FIGURA 5.57: Ciliados presentes no RSB.

Dentre os ciliados livres, o gênero mais comum nos dois sistemas foi o *Litonotus* sp. que foi observado ao longo de toda a segunda etapa (figuras 5.58 e 5.59). Em relação aos ciliados rastejantes, no sistema em fluxo contínuo observa-se a

predominância do gênero *Euplotes* sp. (figura 5.60) enquanto que, no RSB, observa-se através da figura 5.61, uma alternância entre este gênero e o *Chilodonella* sp.

Em relação aos ciliados fixos, o gênero *Carchesium* sp. foi predominante até a metade do período no sistema em fluxo contínuo, sendo substituído pelo gênero *Epystilis* sp. da metade para o final e pelo gênero *Vorticella* sp. ao final das análises (figura 5.62). No RSB, o gênero *Carchesium* sp. foi dominante na maior parte do tempo (figura 5.63), da mesma forma em foi observado durante a etapa anterior.

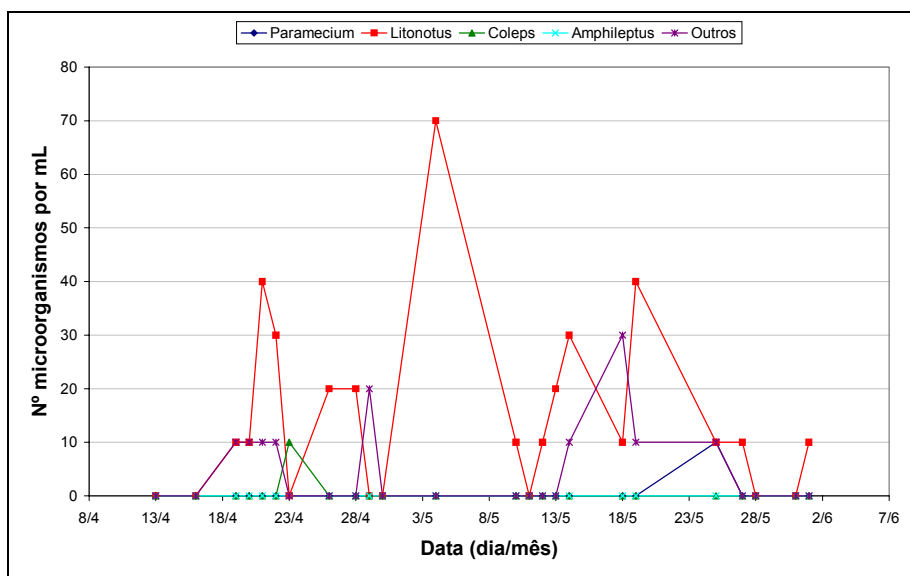


FIGURA 5.58: Ciliados livre-nadantes presentes no sistema em fluxo contínuo.

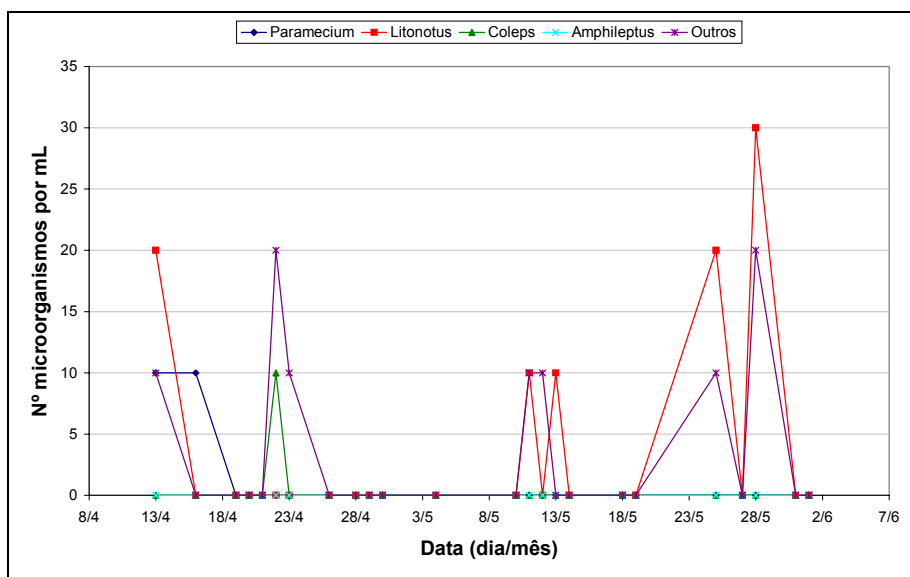


FIGURA 5.59: Ciliados livre-nadantes presentes no RSB.

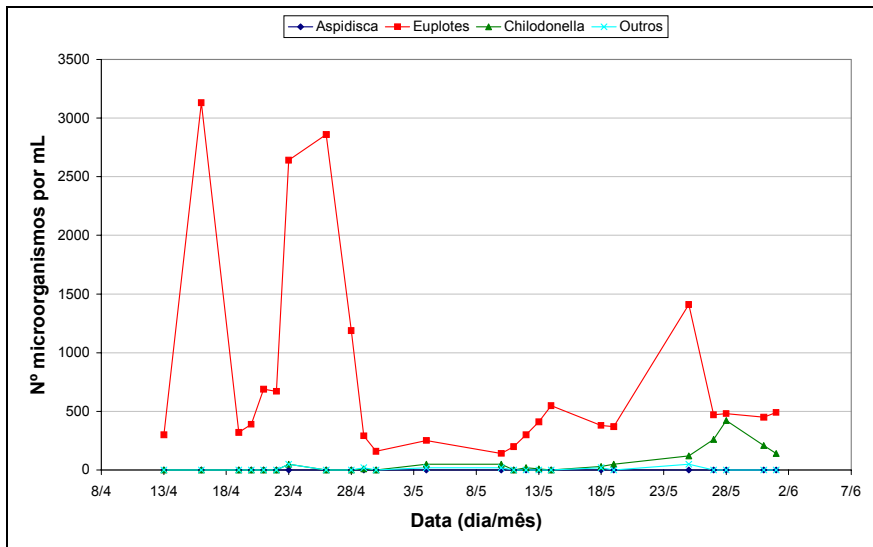


FIGURA 5.60: Ciliados rastejantes presentes no sistema em fluxo contínuo.

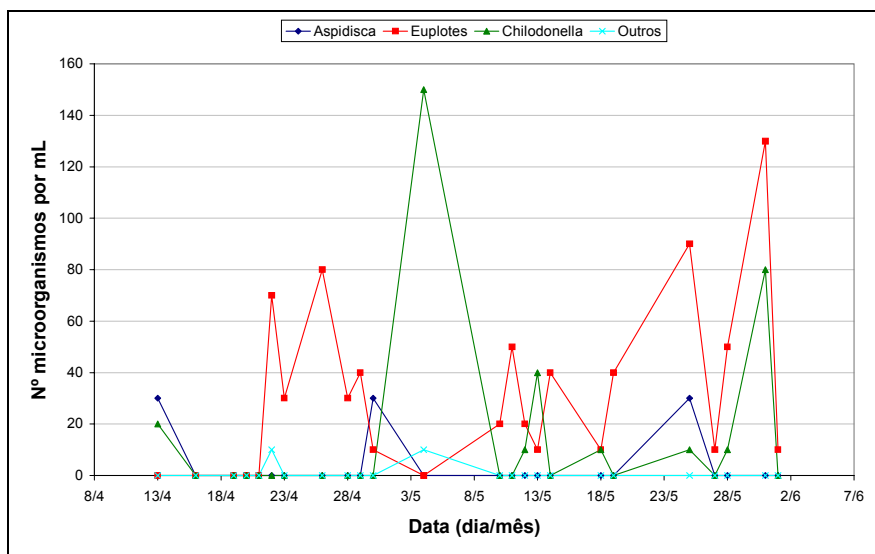


FIGURA 5.61: Ciliados rastejantes presentes no RSB.

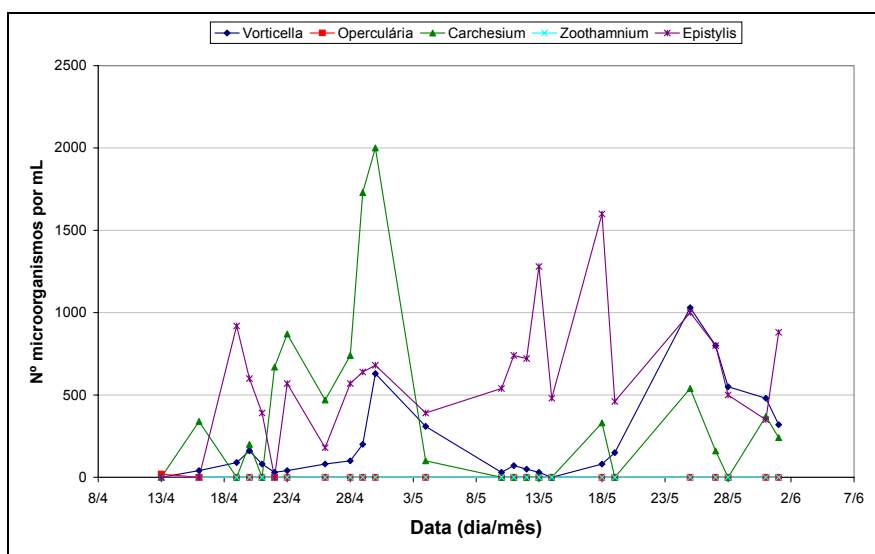


FIGURA 5.62: Ciliados fixos presentes no sistema em fluxo contínuo.

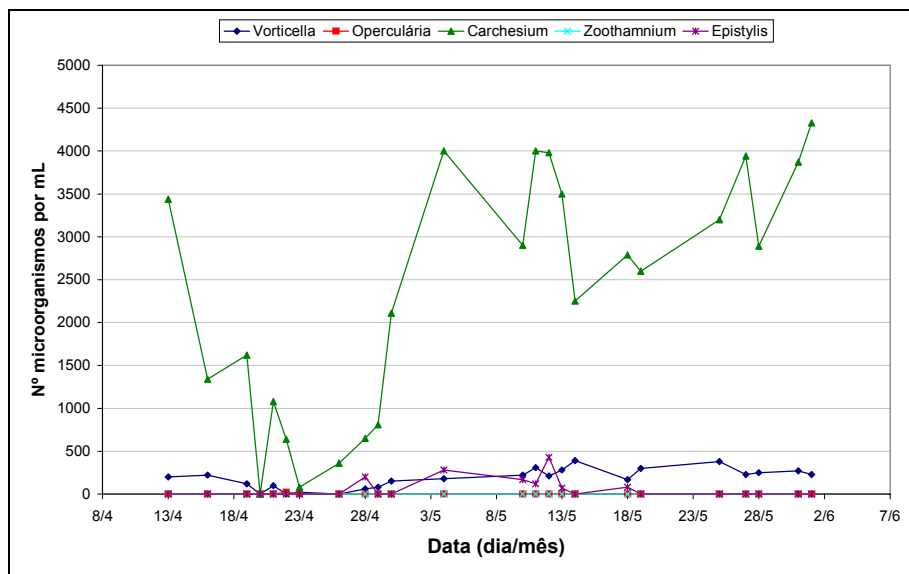


FIGURA 5.63: Ciliados fixos presentes no RSB.

As tabelas 5.14 e 5.15 mostram os resultados da análise estatística por coeficientes de correlação (Pearson) nos sistemas em fluxo contínuo e em batelada, respectivamente. Ao lado dos coeficientes de correlação mais elevados para cada um dos parâmetros, observa-se a indicação de asteriscos que indicam o grau de significância da regressão feita.

Não foram obtidos coeficientes de correlação a um nível de significância satisfatório entre os microorganismos observados e a concentração de DQO no sistema em fluxo contínuo. No RSB, o gênero *Vorticella* sp. apresentou a maior correlação (0,62) com DQO seguido do gênero *Carchesium* sp (0,57), sugerindo que a presença destes microorganismos pode indicar um aumento na concentração de DQO no efluente deste sistema. O nível de significância observado para os dois gêneros foi de 99%. Algumas espécies de *Vorticella* são apontadas por Salvadó *et al.* (1994) como boas indicadoras de um efluente de baixa qualidade em termos de DQO.

TABELA 5.14: Coeficientes de correlação entre microfauna e variáveis físico-químicas no sistema de fluxo contínuo.

Classes e Gêneros	SSVLM	IVL	IVLA	pH	DQO	NT	SSVEF	OD
Rotíferos	0,30	-0,84***	-0,76***	0,16	-0,22	0,46*	-0,31	0,24
Flagelados	0,15	0,19	0,14	-0,02	0,27	-0,19	0,29	0,00
Amebas	0,45*	-0,32	-0,34	0,66***	0,38	-0,16	0,29	0,24
Anelídeos	0,47*	-0,85***	-0,86***	-0,30	0,05	0,72***	-0,10	-0,11
Nematódeos	-0,07	0,29	0,35	0,17	-0,18	-0,29	-0,04	0,00
Tardígrados	0,28	-0,84***	-0,82***	-0,04	0,05	0,61**	-0,10	0,32
RASTEJANTES	-0,25	0,30	0,25	-0,36	-0,13	-0,07	-0,09	-0,07
Euplotes	-0,31	0,37	0,31	-0,22	-0,13	-0,21	-0,10	0,00
Chilodonella	0,29	-0,64***	-0,63***	-0,38	-0,17	0,59**	-0,26	0,15
LIVRES	-0,27	0,27	0,27	-0,01	0,25	-0,04	0,26	-0,06
Paramecium	0,05	-0,21	-0,21	-0,10	0,12	0,16	0,01	0,18
Litonotus	-0,25	-0,06	-0,01	0,06	0,10	0,14	0,10	-0,08
Coleps	-0,36	0,25	0,27	0,00	-0,34	-0,18	-0,39	0,00
FIXOS	0,06	-0,08	-0,07	-0,33	-0,05	0,42*	-0,04	0,67*
Vorticella	-0,02	-0,12	-0,12	-0,70***	0,07	0,69***	0,15	0,24
Opercularia	0,32	0,06	0,02	0,21	-0,17	-0,59*	-0,27	0,00
Carchesium	-0,27	0,34	0,36	-0,45*	-0,25	0,07	-0,14	0,41
Epystilis	0,28	-0,40	-0,42*	0,05	0,32	0,47*	0,26	0,87***

* $P < 0,05$.** $P < 0,01$.*** $P < 0,001$.

Os anelídeos, com um coeficiente de 0,72, foram o grupo mais importante correlacionados com a presença de nitrogênio total no efluente do sistema contínuo, a um nível de significância de 99,9%. De fato, observa-se um nítido aumento na quantidade destes microorganismos ao final da segunda etapa de análise, coincidindo com a elevação na concentração das formas de nitrogênio analisadas (NTK e nitrato) no efluente deste sistema. O mesmo ocorreu com os gêneros tardígrados e rotíferos, que apresentaram coeficientes de correlação de 0,61 ($P < 0,01$) e 0,46 ($P < 0,05$), respectivamente, com o nitrogênio total presente no efluente deste sistema. O gênero *Chilodonella* sp. também apresentou uma correlação com o parâmetro nitrogênio total do sistema contínuo, com um coeficiente de 0,59 ($P < 0,01$). Os gêneros de ciliados fixos *Vorticella* sp. e *Epystilis* sp. apresentaram correlação direta com o nitrogênio total enquanto que o gênero *Opercularia* sp. apresentou uma correlação inversa com este parâmetro, indicando que sua presença pode estar relacionada com menores concentrações de nitrogênio total no efluente do sistema contínuo. No RSB, as amebas apresentaram uma correlação inversa na ordem de -0,66 com o nitrogênio total no

efluente, a um nível de significância de 99,9%. Madoni (1994) destaca a presença destes microorganismos em sistemas de lodos ativados onde há remoção de nitrogênio. O gênero de ciliados livres *Litonotus* sp. apresentou correlação direta com este parâmetro a um nível de 95% de significância. Dentre os ciliados fixos, os gêneros *Vorticella* sp. e *Carchesium* sp. apresentaram valores de correlação com o nitrogênio total de 0,65 e 0,66, respectivamente ($P < 0,001$). Vale destacar que na etapa anterior da pesquisa, o gênero *Vorticella* sp. apresentou uma correlação inversa com este parâmetro ao contrário do observado nesta fase.

TABELA 5.15: Coeficientes de correlação entre microfauna e parâmetros físico-químicos no RSB.

Classes e Gêneros	SSVLM	IVL	IVLA	pH	DQO	NT	SSVEF	OD
Rotíferos	0,05	0,03	0,15	0,07	-0,16	0,07	0,05	0,00
Amebas	0,42*	0,70***	0,09	-0,06	-0,36	-0,66***	0,55**	0,15
Nematódeos	-0,24	0,19	0,08	-0,32	0,07	-0,07	0,07	-0,26
RASTEJANTES	-0,43*	-0,19	0,12	0,06	0,11	0,22	-0,39	-0,09
Aspidisca	0,22	-0,23	-0,31	-0,09	0,13	-0,05	0,05	-0,60
Euplotes	-0,58**	-0,19	0,32	0,14	-0,07	0,29	-0,48*	-0,05
Chilodonella	0,03	-0,27	-0,20	-0,11	0,09	0,34	-0,21	0,03
LIVRES	0,41*	0,22	0,07	-0,09	-0,25	-0,09	0,49*	-0,35
Paramecium	0,71***	0,07	-0,11	-0,08	0,26	-0,18	0,62**	0,00
Litonotus	0,16	-0,27	-0,10	0,19	0,14	0,43*	0,00	-0,39
Coleps	-0,05	0,25	0,05	-0,03	-0,31	-0,23	0,02	0,00
FIXOS	-0,08	-0,56**	-0,31	0,31	0,51*	0,61**	-0,50*	0,13
Vorticella	-0,27	-0,62**	-0,10	0,34	0,62**	0,65***	-0,45*	-0,35
Opercularia	-0,05	0,25	0,05	-0,03	-0,31	-0,23	0,02	0,00
Carchesium	-0,21	-0,44*	-0,10	0,18	0,57**	0,66***	-0,45*	0,25
Epystilis	-0,28	0,25	0,36	0,45*	0,06	0,02	-0,04	-0,19

* $P < 0,05$.

** $P < 0,01$.

*** $P < 0,001$.

As amebas e os anelídeos correlacionaram-se diretamente com os sólidos suspensos voláteis presentes no licor misto do sistema de fluxo contínuo. Os coeficientes obtidos foram de 0,45 e 0,47, respectivamente, a um nível de significância de 95%. O gênero *Paramecium* sp. mostrou-se útil em uma correlação com a variação de SSV no licor misto do RSB. O coeficiente obtido entre este gênero e o parâmetro mencionado foi de 0,71 a um nível de significância de 99,9%. A seguir, o gênero *Euplotes* sp. correlacionou-se inversamente com este parâmetro, apresentando um coeficiente de -0,58 ($P < 0,01$). As amebas novamente apresentaram um coeficiente de

correlação importante com os sólidos suspensos voláteis presente no reator seqüencial em batelada, à respeito do ocorrido na fase anterior. Nesta etapa da pesquisa, o coeficiente obtido foi de 0,42 a um nível de significância de 95%. Lee *et al.* (2004) obtiveram também uma correlação direta entre estes microorganismos e a quantidade de biomassa presente no reator.

Não foram obtidos coeficientes de correlação entre os microorganismos pesquisados e a presença de sólidos suspensos voláteis no efluente do sistema de fluxo contínuo a um nível de significância satisfatório. Para o RSB, as amebas e o gênero *Paramecium* sp. apresentaram correlação direta com este parâmetro a um nível de significância de 99%. Os gêneros *Euplotes* sp., *Vorticella* sp. e *Carchesium* sp. apresentaram correlação inversa indicando que sua presença pode estar relacionada à produção de um efluente mais clarificado.

No sistema em fluxo contínuo, três grupos de metazoários apresentaram alta correlação com o índice volumétrico de lodo, a um nível de significância de 99,9%, podendo ser apontados como os microorganismos mais importantes na correlação com este parâmetro. Todos os grupos apresentaram coeficientes negativos, significando que um aumento na presença destes metazoários indica baixos valores de IVL, ou seja, boas condições de sedimentabilidade. Os tardígrados apresentaram um coeficiente de -0,84, enquanto que os rotíferos e os anelídeos apresentaram coeficientes de correlação de -0,84 e -0,85, respectivamente. O gênero *Chilodonella* sp. também apresentou uma correlação com o IVL no sistema contínuo (-0,64), também a um nível de significância de 99,9%. Os microorganismos que apresentaram alguma correlação com o IVL no RSB foram distintos daqueles observados para o sistema contínuo. Para este reator, as amebas apresentaram um coeficiente de 0,70 ($P < 0,001$) com o IVL, enquanto que os gêneros *Vorticella* sp. e *Carchesium* sp. apresentaram correlações inversas de -0,62 e -0,44, respectivamente. Na etapa anterior, as amebas e o gênero *Carchesium* sp. apresentaram correlações com o IVL no RSB contrárias às obtidas nesta fase do experimento.

Os mesmos grupos de microorganismos que apresentaram correlação com o IVL também apresentaram correlação com o IVLA para o sistema de fluxo contínuo. Os coeficientes de correlação encontrados foram de -0,82, -0,76 e -0,86, para tardígrados, rotíferos e anelídeos, respectivamente ($P < 0,001$). Da mesma forma, o gênero

Chilodonella sp. apresentou um coeficiente de -0,63, ao mesmo nível de significância anterior. Não foram obtidos coeficientes de correlação entre os microorganismos pesquisados e o IVLA no reator seqüencial em batelada a um nível de significância satisfatório.

O gênero *Epystilis* sp. foi o único que apresentou correlação com o parâmetro oxigênio dissolvido no sistema em fluxo contínuo a um nível de significância satisfatório. Esta correlação foi de 0,87 indicando que sua presença esteja relacionada a maiores concentrações de OD no reator aeróbio deste sistema. Autores reportam correlações de outros gêneros de ciliados fixos com o OD, a destacar *Vorticella* sp. (Madoni, 1994), *Carchesium* sp. e *Opercularia* sp. (Lee *et al.*, 2004), porém tratando-se de correlações inversas com o oxigênio dissolvido. Para o RSB, não foram encontrados coeficientes de correlação para este parâmetro a um nível de significância satisfatório.

As amebas apresentaram um coeficiente de 0,66 com o pH do efluente gerado pelo sistema contínuo, a um nível de significância de 99,9%. Na etapa anterior, estes microorganismos apresentaram uma correlação inversa com o pH neste sistema de tratamento. Em seguida, destacam-se os gêneros *Vorticella* sp. e *Chilodonella* sp com coeficientes de correlação de -0,70 e -0,45, respectivamente. O gênero *Epystilis* apresentou um coeficiente de 0,45 com o pH a um nível de significância de 95% no RSB.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Durante a primeira etapa do experimento, o RSB apresentou eficiências médias de remoção de DQO, nitrogênio total e ST de 88, 86 e 59%, respectivamente. Por outro lado, para o sistema de fluxo contínuo obtiveram-se remoções médias de 79, 56 e 50% para DQO, nitrogênio total e ST, respectivamente. Estes menores valores de remoção por parte do sistema contínuo podem ser justificados pela dificuldade na operação do decantador secundário, vindo a gerar um efluente bastante turvo com elevada concentração de SSV. A concentração média destes sólidos no efluente deste sistema foi de 40 mg/L, enquanto que no RSB essa concentração média foi de apenas 8 mg/L. A dificuldade na manutenção da biomassa dentro do sistema contínuo teve reflexo direto sobre a idade de lodo real existente no sistema, sendo inferior à pretendida originalmente para o controle operacional. Houve indícios da ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação em ambos os sistemas pesquisados.

Os testes do IVL e IVLA indicaram boas condições de sedimentabilidade apresentadas pelo lodo de ambos os sistemas durante a primeira etapa. Em relação ao IVL, não houve diferença significativa entre os valores apresentados pelos sistemas. O RSB apresentou um valor de IVL de 79 mL/g enquanto que o sistema contínuo obteve um valor de 77 mL/g. Por outro lado, o teste do IVLA mostrou que houve diferença entre os valores apresentados pelos sistemas durante a primeira etapa. Para o RSB, o teste indicou um índice de 57 mL/g enquanto que, para o sistema de fluxo contínuo, este valor foi de 72 mL/g, indicando que o lodo do RSB apresentou melhores condições de sedimentabilidade. A relação C:N:P do lodo foi a mesma para os dois sistemas de tratamento, com valor médio de 100:6,3:1,2. A concentração de sólidos suspensos voláteis presentes no licor misto foi superior no RSB, com valor médio de 1818 mg/L contra 1132 mg/L do sistema de fluxo contínuo na primeira etapa do experimento.

Na segunda etapa, onde houve uma elevação na idade de lodo para o controle operacional dos sistemas de tratamento, o RSB apresentou uma eficiência média de remoção de DQO na ordem de 88% e de 50% para ST. O cálculo da eficiência de remoção de nitrogênio total nesta etapa ficou prejudicado por possíveis interferências na análise do nitrato. Houve indícios de nitrificação apontados pelo consumo de alcalinidade total do meio. A eficiência média de remoção de nitrogênio total nesse reator ficaria em 88%, considerando-se uma completa redução do nitrato. O sistema de fluxo contínuo apresentou remoções médias de 72, 49 e 29% para DQO, nitrogênio total e ST, respectivamente. Novamente, o sistema contínuo gerou um efluente com uma concentração de SSV bastante superior ao produzido pelo RSB, com valor médio de 49 mg/L contra 7,2 mg/L do RSB. Levando-se em consideração a massa de lodo perdida nos efluentes, conclui-se que a idade de lodo real ficou bastante abaixo da pretendida para o sistema contínuo. Para este sistema, obteve-se uma idade de lodo com valor médio próximo a 13 dias, enquanto que para o RSB essa idade de lodo foi em média de 25 dias. Estes valores indicam a dificuldade operacional do sistema de fluxo contínuo em escala piloto principalmente no que se refere à operação do decantador secundário.

Os testes de sedimentabilidade indicaram que não houve diferença entre os valores apresentados pelos sistemas. Os valores médios apresentados pelo RSB foram de 85 e 68 mL/g, para os testes do IVL e IVLA, respectivamente. O sistema em fluxo contínuo apresentou média de 114 mL/g no teste do IVL e de 73 mL/g para o teste do IVLA. A relação C:N:P do lodo foi maior no RSB com valores de 100:6,9:1,7 contra 100:6,6:1,2 apresentada pelo sistema de fluxo contínuo. A concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto foi novamente superior no RSB, com média de 2052 mg/L contra 1752 mg/L apresentada pelo sistema contínuo.

A quantidade de microorganismos por mL de amostra encontrou-se, na maior parte das duas etapas da pesquisa, dentro da faixa de abundância relativa a uma boa eficiência do sistema de tratamento em ambos os sistemas. Percebeu-se que uma diminuição na quantidade total de microorganismos coincidiu com menores valores de eficiência apresentados pelos sistemas em estudo.

Ao longo das duas etapas, as classes tardígrados e anelídeos somente foram observadas no sistema de fluxo contínuo. Os flagelados foram observados na partida dos sistemas, bem como os ciliados livre-nadantes. No sistema de fluxo contínuo

houve um equilíbrio entre ciliados fixos e rastejantes ao longo das duas etapas, enquanto que no RSB, houve uma predominância absoluta dos ciliados fixos nas duas etapas, em especial do gênero *Carchesium* sp.

O estudo da correlação entre os microorganismos observados e os parâmetros físico-químicos indicou uma grande diferença entre os mesmos para cada sistema pesquisado. Constatou-se também diferença entre as correlações da microfauna com os parâmetros em cada idade de lodo.

De modo geral, no sistema de fluxo contínuo, observou-se que o gênero *Euplotes* sp. esteve associado a boas condições de remoção de matéria orgânica. Os ciliados fixos correlacionaram-se à presença de nitrogênio total no efluente gerado por este sistema e a presença de ciliados rastejantes indicou um efluente com baixa quantidade de sólidos suspensos voláteis. A presença de metazoários esteve associada a boas condições de sedimentabilidade no sistema de fluxo contínuo bem como a maiores concentrações de sólidos suspensos voláteis no licor misto. Os flagelados e as amebas foram úteis na indicação de variações no pH do efluente gerado pelo sistema de fluxo contínuo enquanto que o gênero *Epystilis* sp. esteve relacionado a elevados teores de OD no reator aeróbio deste sistema.

No RSB, os ciliados fixos estiveram relacionados a um efluente com baixa concentração de matéria orgânica e a boas condições de sedimentabilidade, enquanto que os ciliados rastejantes correlacionaram-se com os sólidos suspensos voláteis no efluente. As amebas indicaram, via de regra, um licor misto com uma maior concentração de sólidos suspensos voláteis e um efluente com uma menor quantidade de nitrogênio total. O gênero *Vorticela* sp. mostrou-se útil na indicação de variações no pH do efluente produzido pelo RSB.

Recomendações:

Recomenda-se o estudo da eficiência destes sistemas durante o período do inverno para verificar o impacto provocado pela queda de temperatura sobre o processo de nitrificação. Além disso, seria interessante a inclusão da remoção de fósforo aos

sistemas, com a avaliação da influência deste processo sobre as remoções de carbono e nitrogênio.

Realizar o estudo da sedimentabilidade a partir de índices volumétricos do lodo com diluição e também a partir do estudo da velocidade de sedimentação zonal. Levar em consideração a variação da temperatura e sua influência sobre a sedimentabilidade.

Aprofundar o estudo das correlações entre os parâmetros físico-químicos e a microfauna, realizando uma investigação em nível de espécie principalmente para a classe dos ciliados. Fazer este estudo em diferentes épocas do ano para investigar a sazonalidade existente na microfauna presente no processo de lodos ativados.

Realizar a contagem de flagelados a uma magnitude de 400x para o estudo do Índice Biótico do Lodo proposto por Madoni (1994), e comparar com os resultados obtidos por este pesquisador.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AISSE, M. M. 1985. *Sedimentação do lodo secundário obtido no processo dos lodos ativados*. São Carlos: EESC. 205p. Dissertação de Mestrado.
2. AL-SHAHWANI, S. M.; HORAN, N. J. 1991. The use of protozoa to indicate changes in the performance of activated sludges plants. *Water Research*, v. 25, n. 6, p. 633-638.
3. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION 1990. *Water Quality and Treatment*, New York: McGraw-Hill, 1194p.
4. ARDERN, E.; LOCKETT, W. 1914. The oxidation of sewage without the aid of filters. *This Journal*, v.34, n.18, p.937-943.
5. ARIMA, G. A.; CYBIS, L. F.; ENGEL, P. M. 2004. Implementação de sistema especialista difuso em reator seqüencial em batelada na remoção de matéria orgânica e nitrogênio. In: *XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal-RN.
6. BRANCO, S. M. 1986. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3.ed. São Paulo: CETESB. 616p.
7. CABRERO, A.; FERNANDEZ, S.; MIRADA, F.; GARCIA, J. 1997. Effects of copper and zinc on the activated sludge bacteria growth kinetics. *Water Research*, v.32, n.5, p.1355-1362.
8. CASEY, T. J. 1997. *Unit Treatment Process in Water and Wastewater Engineering*.
9. CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ARAÚJO, L. e VILAR, A. 1989. Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado. *XV Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belém, PA.
10. CETESB. 1991. *Microbiologia de Lodos Ativados*. São Paulo, SP.

11. CHEN, S.; XU, M.; CAO, H.; ZHU, J.; ZHOU, K.; XU, J.; YANG, X.; GAN, Y.; LIU, W.; ZHAI, J.; SHAO, Y. 2004. The activated fauna and performance of five sewage treatment plants in Beijing, China. *European Journal of Protistology*, n. 40, p. 147-152.
12. CURDS, C. R. 1969. *An illustrated key to the British Freshwater Ciliated Protozoa commonly found in activated sludge*. London: Her Majesty's Stationery Office. 90p.
13. CURDS, C. R. 1971. Computer simulation of microbial population dynamics in the activated sludge process. *Water Research*, v.5, p.1049-1066.
14. CURDS, C. R. 1982. The ecology and role of protozoa in aerobic sewage treatment process. *Annual Review of Microbiology*, Palo Alto, v.36, p.27-46.
15. CURDS, C. R.; COCKBURN, A. 1970. Protozoa in biological sewage treatment process I: a survey of the protozoa fauna of British percolating filters and activated sludge plants. *Water Research*, Oxford, v.4, p.225-236.
16. CYBIS, L. F. 1992. *An innovative approach to the control of sequencing batch reactors used for nitrification and denitrification*. Leeds: University of Leeds. 240p. Tese de Doutorado.
17. CYBIS, L. F.; HORAN, N. J. 1996. Protozoan and metazoan populations in SBRs operated for nitrification and/or denitrification. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. P.149-154.
18. CYBIS, L. F.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. 2003. Eficiência do reator seqüencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Joinville, SC.
19. ECKENFELDER, W. W.; GRAU, P. 1992. *Activated sludge process design and control: theory and practice*. 1.ed. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc. 268p.
20. EPA, United States Environmental Protection Agency. 1993. *Manual Nitrogen Control*. Cincinnati: EPA, 311p.
21. ESTABAN, G.; TÉLLEZ, C.; BAUTISTA, L. M. 1991. Dynamics of ciliated protozoa communities in activated sludge process. *Water Research*, v. 25, n. 8, p. 967-972.
22. FINGER, J. L. 2000. Remoção biológica de fósforo em reator seqüencial em batelada em escala de bancada. 169p. Dissertação de Mestrado. Universidade

Federal do Rio Grande do Sul – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre.

23. FORSTER, C. F. 1985. Factors involved in the settlement of activated sludge – 1. Nutrients and surface polymers. *Water Research*, v. 19, n. 10, p. 1259-1264.
24. GEHLING, G. R. 1994. Desarrollo y aplicacion de modelos empiricos para la operacion de clarificacion primaria de las EDAR. – 195p. Tese de Doutorado. Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona.
25. GLASS, C.; SILVERSTEIN, J. 1998. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation. *Water Research*, v.32, n.3, p.831-839.
26. GRAY. 1990. *Activated sludge: theory and practice*. Oxford: Oxford University.
27. GUPTA, S. K.; SHARMA, R. 1996. Biological oxidation of high strength nitrogenous wastewater. *Water Research*, v. 30, n. 3, p. 593-600.
28. HEAD, M. A.; OLESZKIEWICZ, J. A. 2004. Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures. *Water Research*, v.38, p.523-530.
29. HECK, A. N. 1980. Nitrificação-Desnitrificação na aeração estendida intermitente. 141p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre.
30. HENZE, M.; GRADY JR., C. P. L.; GUJER, W.; MARAIS, G. R.; MATSUO, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. *IAWQ Scientific and Technical Reports 1*.
31. HO, K.; GREENFIELD, P. F.; BLACKALL, L. L.; BELL, P. R. F.; KROL, A. 1994. A comparison of biological nutrient removal in intermittent cyclic and continuous activated sludge systems. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 11, p. 149-159.
32. HORAN, N. 1989. Identification and classification of protozoa from wastewater treatment plants. In: SANITARY MICROBIOLOGY, Leeds. *Speaker's notes*. 17p.
33. IMHOFF, K. I. 1966. *Manual de tratamento de águas residuárias*. São Paulo: E. Blücher Ltda.
34. IRVINE, R. L.; RICHTER, R. O. 1976. Computer simulation and design sequencing batch biological reactors. In: *Proceedings 31st. Purdue Industrial Waste Conference*. Purdue University, p. 182-192.

35. ISAACS, S. H.; HENZE, M. 1995. Controlled carbon source addition to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological P removal. *Water Research*, v. 29, n. 1, p. 77-89.
36. JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. 1993. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. Michigan: Lewis Publishers, 2ed., 193p.
37. JIANLONG, W.; NING, Y. 2004. Partial nitrification under limited oxygen conditions. *Process Biochemistry*, v. 39, p. 1223-1229.
38. JIN, B.; WILÉN, B.; LANT, P. 2003. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on the compressibility and settleability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, v.95, p.221-234.
39. JONES, W. L.; SCHROEDER, E. D.; WILDERER, P. A. 1990. Denitrification in a batch wastewater treatment system using sequestered organic substances. *Journal Water Pollution Control Federation*, V. 62, N. 3, P.259-267.
40. KRISHNA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. 1999. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge. *Water Research*, v.33, n.10, p.2374-2382.
41. KUJAWA, K.; KLAPWIJK, B. 1999. A method to estimate denitrification potential for predenitrification systems using NUR batch test. *Water Research*, v. 33, n. 10, p. 2291-2300.
42. LAPINSKI, A.; TUNNACLIFFE, A. 2003. Reduction of suspended biomass in municipal wastewater using bdelloid rotifers. *Water Research*, n.37, p. 2027-2034.
43. LI, X.; YUAN, Y. 2002. Settling velocities and permeabilities of microbial aggregates. *Water Research*, v. 36, p. 3110-3120.
44. MADONI, P. 1994. A Sludge Biotic Index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research*, Oxford, v.28, n.1, p.67-75.
45. MADONI, P.; DAVIOLI, D.; CHIERICI, E. 1993. Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works. *Water Research*, Oxford, v.27, n.9, p.1485-1491.
46. MARTINS, A. M. P.; PAGILLA, K.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. 2004. Filamentous bulking – a critical review. *Water Research*, n.38, p.793-817.
47. MCKINNEY, R. E. 1962. *Microbiology for sanitary engineers*. 1.ed. New York: McGraw-Hill. 293p.

48. METCALF e EDDY, 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3.ed. New York: McGraw-Hill. 1334p.
49. MONTEGGIA, L. O. 1980. Estudo Técnico Econômico para Tratamento das Águas Residuárias do Novo Campus da UFRGS. Porto Alegre: UFRGS, 172p. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre.
50. OH, J., SILVERSTEIN, J. 1999. Oxygen inhibition of activated sludge denitrification. *Water Research*, v.33, n.8, p.1925-1937.
51. PARK, H.; NOGUERA, D. R. 2004. Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge. *Water Research*, v. 38, p. 3275-3286.
52. PESCADOR, F. S. 2001. Tratamento de esgoto doméstico em reatores seqüenciais em batelada anaeróbios (RSBAn). 135p. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre.
53. PESSÔA, C. A.; JORDÃO, E. P. 1985. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES
54. PICKBRENNER, K. 1992. Uso do reator seqüencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio. 194p. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre.
55. PINTO, C. R. 1998. *Nitrificação em reatores seqüenciais em batelada (RSB) e sua relação com a microfauna*. Porto Alegre: IPH. 127p. *Dissertação de Mestrado*.
56. PINTO, C. R.; CYBIS, L. F. 1997. Protozoários e metazoários presentes em reatores seqüenciais em batelada observados no processo de nitrificação. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19º, 1997, Foz do Iguaçu. Rio de Janeiro: ABES. p.82.
57. PINTO, C. R.; CYBIS, L. F.; DE LUCA, S. J. 1996. Observação da microfauna no processo de nitrificação em reatores seqüenciais em batelada. 25º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996, México.
58. PLÓSZ, B.; JOBBÁGY, A.; GRADY JR., C. P. L. 2003. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. *Water Research*, v.37, p.853-863.

59. POOLE, J. E. P. 1984. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of an activated sludge sewage treatment works. *Water Research*, Oxford, v.18, n.3, p.281-287.
60. RAMALHO, R. S. 1977. *Introduction to wastewater treatment process*. New York: Academic Press. 409p.
61. RATSACK, C. H.; MAARSEN, K. A.; KOOIJMAN, S. A. L. M. 1996. Effects of protozoa on carbon mineralization in activated sludge. *Water Research*, v.30, n.1, p.1-12.
62. SALVADÓ, H.; GRACIA, M. P.; AMIGÓ, J. M. 1995. Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants. *Water Research*, v. 29, n. 4, p. 1041-1050.
63. SANTOS, A. V. 2005. Comportamento do Reator Sequencial em Batelada (RSB) sob estado estacionário dinâmico utilizando idade de lodo como parâmetro de controle operacional. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre (no prelo).
64. SEDLAK, R. 1991. *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice*. 2.ed. New York: Lewis Publishers. 240p.
65. SHARMA, B.; AHLERT, R. C. 1977. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, v. 11, p. 897-925.
66. STANDARD Methods for Examination of Water and Wastewater. 1998. 20.ed. Washington: American Public Health Association.
67. STORER, T. I.; USINGER, R. L. 1978. *Zoologia Geral*. São Paulo: Companhia Editora Nacional. 757p.
68. SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. 1997. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 61, p. 151-157.
69. TASK FORCE ON WASTEWATER BIOLOGY. 1995. *Wastewater biology: the microlife*. Alexandria: Water Environment Federation. 190p.
70. VAN DONGEN, L. G. J. M.; JETTEN, M. S. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. 2001. *The Combined Sharon/Anammox Process*. Water and Wastewater Practitioner Series: STOWA Report.
71. VAN HANDEL, A. C.; EKAMA; MARAIS, G. 1981. The activated sludge process – 3 single sludge denitrification. *Water Research*, v.15, n.10, pp.1135-1152.

72. VAN HAANDEL, A. C. e MARAIS, G. 1999. *O comportamento do sistema de lodo ativado*. 1.ed. Campina Grande: epgraf. 488p.
73. VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. 1994. *Tratamento Anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. 1.ed. Campina Grande: epgraf. 208p.
74. VON SPERLING, M. 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 243p.
75. VON SPERLING, M. 2001. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. 4.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 211p.
76. VON SPERLING, M. 2002. *Lodos ativados*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 428p.

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](#)