

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**NITRIFICAÇÃO EM REATORES SEQUENCIAIS EM
BATELADA (RSB) E SUA RELAÇÃO COM A MICROFAUNA**

CARMEM REGINA RIBEIRO PINTO

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

Porto Alegre, março de 1998.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de 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 de Abreu Cybis da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Meus sinceros agradecimentos a todos que de uma forma direta ou indireta contribuíram para este trabalho.

Ao meu orientador pela ótima orientação, dedicação e amizade.

A minha família por sempre ter me incentivado para a realização deste mestrado.

Ao DMAE que tornou possível a realização deste trabalho.

Aos professores do IPH/UFRGS, com os quais adquiri novos conhecimentos.

Aos funcionários do laboratório, com os quais sempre tive apoio e amizade.

Aos demais funcionários do IPH, com os quais sempre pude contar com sua ajuda.

Ao CNPq que permitiu esta pesquisa.

Aos estagiários que me prestaram auxílio, em especial Rejane Londero.

RESUMO

Atualmente, é preocupante a grande quantidade de matéria orgânica e de nutrientes que são lançados, sem tratamento prévio, nos corpos d'água, os quais podem causar danos a vida aquática e a saúde humana. Entre estes nutrientes, está o nitrogênio, em suas formas reduzidas, o qual pode ser oxidado através do processo biológico de lodos ativados. Com a finalidade de promover e monitorar o processo de nitrificação, foram utilizados dois Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB), em escala de bancada, sendo que o experimento foi constituído de duas partes. Na primeira parte foi verificada a possibilidade de acelerar a aclimação do processo de nitrificação, enquanto que na segunda, comparou-se duas diferentes formas de controlar o balanço de sólidos do lodo nos reatores. Em ambos os experimentos, o monitoramento do processo foi feito por meio de análises físico-químicas e também pela observação da microfauna existente no lodo, como um parâmetro adicional de controle do reator, uma vez que a composição da microfauna está ligada com a eficiência do processo. No experimento 1, a eficiência obtida no processo de nitrificação foi de aproximadamente 68%, enquanto que a remoção de DQO e SST tiveram um valor de 63% e 81%, respectivamente. A eficiência da nitrificação no experimento 2 foi de aproximadamente 98%, com 73% para a remoção de DQO e 83% para a remoção de SST. A boa eficiência do processo de nitrificação favoreceu o desenvolvimento de ciliados fixos e rastejantes no lodo dos reatores. A análise de regressão múltipla permite correlacionar a densidade de espécies com os fatores ambientais. Os flagelados estão associados a condições de choque no sistema e encontram-se na partida do lodo ativado nos reatores. Os ciliados fixos estão correlacionados com uma sedimentação boa do lodo e a valores baixos de SST, enquanto que *Aspidiscas sp* e Rotíferos estão associados a uma nitrificação completa.

ABSTRACT

Nowadays, it is worry the great amount of organic matter and nutrients being discharged, without previous treatment, in the waterbodies, causing harm to the aquatic life and to the human health. Among these nutrients it is the nitrogen, in its reduced forms, which can be oxidized through the biological process of the activated sludge. With the aim of fostering and monitoring the nitrification process, two bench-scale sequencing batch reactors (SBR) were utilized, the experiment being divided in two parts. In the first part it was verified the possibility of speeding up the nitrification acclimatization process, while in the second part it was compared two different ways of controlling the solids balance of the reactors sludge. In both experiments, the monitoring process was carried out by means of physico-chemical determinations as well as through the microfauna observation of the sludge, as an additional parameter for reactor control, since the microfauna composition has being linked to the process efficiency. During experiment one, the nitrification efficiency was around 68%, while the COD and TSS removals were of 63% and 81%, respectively. The nitrification efficiency, during experiment two was approximately 98%, with 73% of COD and 83% of TSS. The efficient nitrification fostered the development of fixed and crawling ciliates inside the activated sludge. The multiple regression analysis linked the especie densities to the environmental factors. The occurrence of flagelates was associated with the system shock conditions and it was observed during start-up proceedings. Fixed ciliates were present when good sedimentation conditions were observed together with low total suspended solids values in the effluent. *Aspidisca sp* e rotifers were associated with efficient nitrification.

SUMÁRIO

Resumo	i
Abstract	ii
Sumário	iii
Lista de tabelas	vi
Lista de figuras	viii
Siglas utilizadas.....	xi
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 OBJETIVOS E RELEVÂNCIA DO TRABALHO	03
2.1 Objetivos.....	03
2.2 Relevância do trabalho.....	03
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
3.1 Introdução.....	05
3.2 Lodos ativados	05
3.2.1 Generalidades	05
3.2.2 Características do processo	09
3.2.3 Fases do processo	10
3.3 Remoção de carbono orgânico.....	11
3.3.1 Generalidades	11
3.3.2 Fatores que afetam a remoção de carbono orgânico.....	13
3.4 Processo de nitrificação	14
3.4.1 Generalidades	14
3.4.2 Fatores que afetam a nitrificação	18
3.5 Reator seqüencial em batelada (RSB)	20
3.5.1 Generalidades	20
3.5.2 Descrição do processo	20
3.5.3 Histórico do RSB	23

3.5.4 Vantagens e desvantagens do RSB (em relação ao sistema convencional de fluxo contínuo)	24
3.6 Microfauna existente nos processos biológicos de tratamento	26
3.6.1 Identificação dos protozoários.....	26
3.6.2 Nutrição dos protozoários	30
3.6.3 Identificação dos metazoários	31
3.6.4 Nutrição dos metazoários.....	34
3.6.5 Fatores que afetam a composição da microfauna em processos biológicos de tratamento de esgoto	35
3.6.6 Microfauna como indicadora da eficiência do processo de tratamento.....	37
4 METODOLOGIA.....	43
4.1 Introdução.....	43
4.2 Descrição do experimento	43
4.3 Experimentos da pesquisa	45
4.3.1 Experimento 1.....	45
4.3.2 Experimento 2	47
4.4 Procedimentos	48
4.5 Amostragem e análises físico-químicas	50
4.6 Observação da microfauna	51
4.7 Utilização da estatística para análises dos dados	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1 Introdução.....	55
5.2 Experimento 1.....	55
5.2.1 Comparações entre o RSB 1 e RSB 2 no experimento 1	73
5.3 Experimento 2	78
5.3.1 Comparações entre os RSB 1 e RSB 2 no experimento 2	95
5.3.2 Perfil dos RSB	99

5.4	Correlação entre a microfauna e as variáveis físico-químicas dos experimentos 1 e 2.....	105
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	109
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113
8	ANEXOS	A1
8.1	Anexo A : Cálculo da eficiência da nitrificação e da taxa específica da nitrificação.....	A1
8.2	Anexo B : Cálculo da concentração de amônia livre e de ácido nitroso livre	A3
8.3	Anexo C : RSB 1 / experimento 1	A4
8.4	Anexo D : RSB 2 / experimento 2	A6
8.5	Anexo E: Equações resultantes da regressão múltipla	A8

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1: Características operacionais empregadas em alguns processos de tratamento de lodos ativados	06
TABELA 3.2: Comparações entre as bactérias <i>Nitrosomonas</i> e <i>Nitrobacter</i>	17
TABELA 3.3: Valores típicos da constante de Monod para bactérias nitrificantes	17
TABELA 3.4: Valores de parâmetros operacionais típicos para uma nitrificação eficiente.....	18
TABELA 3.5: Estratégias operacionais mais utilizadas para o tratamento de esgoto em RSB	22
TABELA 3.6: Relação entre a observação de protozoários e o funcionamento da estação de tratamento no processo de lodos ativados	42
TABELA 4.1: Duração das fases dos ciclos do experimento 1.....	46
TABELA 4.2: Duração das fases do primeiro e segundo ciclos do experimento 2	48
TABELA 4.3: Análises segundo o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 18ª edição (1992)	50
TABELA 4.4: Bibliografias utilizadas para a identificação de protozoários e metazoários	51
TABELA 5.1: Composição média do esgoto afluente proveniente da ETE Arvoredo durante o experimento 1	57
TABELA 5.2: Variáveis de controle calculadas para o RSB 2, correspondente ao experimento 1	58
TABELA 5.3: Composição média do esgoto efluente resultante do tratamento no RSB 2 do experimento 1	62
TABELA 5.4: Quantificação da microfauna do RSB 2 / experimento 1	64
TABELA 5.5: Espécies identificadas no RSB 2 de acordo com seus grupos no experimento 1	65
TABELA 5.6: Comparação entre as variáveis da performance do RSB 1 e RSB 2 referentes ao experimento 1.....	73

TABELA 5.7: Composição média do afluente proveniente da ETE Arvoredo durante o experimento 2	80
TABELA 5.8: Variáveis de controle calculadas para o RSB 1, correspondente ao experimento 2	80
TABELA 5.9: Composição média do efluente resultante do tratamento do RSB 1 no experimento 2	81
TABELA 5.10: Quantificação da microfauna do RSB 1 / experimento 2	86
TABELA 5.11: Espécies identificadas no RSB 1 de acordo com seus grupos no experimento 2	87
TABELA 5.12: Comparações entre as variáveis da performance do RSB 1 e RSB 2 referentes ao experimento 2	95
TABELA C.1: Variáveis físico-químicas do RSB 1 / experimento 1.....	A4
TABELA C.2: Quantificação da microfauna do RSB 1 / experimento 1.....	A5
TABELA D.1: Variáveis físico-químicas do RSB 2 / experimento 2	A6
TABELA D.2: Quantificação da microfauna do RSB 2 / experimento 2	A7
TABELA E.1: Equações encontradas para o RSB 2 com os dados do experimento 1 referente ao afluente e efluente	A8
TABELA E.2: Equações encontradas para o RSB 1 com os dados do experimento 2 referente ao afluente e efluente	A9
TABELA E.3: Equações encontradas para o afluente de todos os dados para os dois experimentos	A10
TABELA E.4: Equações encontradas para o RSB 1 com os dados do experimento 1 e 2 em conjuntos	A11
TABELA E.5: Equações encontradas para o RSB 2 com os dados do experimento 1 e 2 em conjuntos	A12
TABELA E.6: Equações resultantes dos dados do RSB 1 e RSB 2 juntos para os dois experimentos em conjunto	A13

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1: Curvas de crescimento bacteriano e absorção do substrato	11
FIGURA 3.2: Fases de um ciclo do reator seqüencial em batelada	21
FIGURA 3.3: <i>Epistylis plicatilis</i> (à esquerda) e ameba (à direita) observadas durante o experimento com um aumento de 100 vezes	31
FIGURA 3.4: <i>Vorticella sp</i> (no centro) e Rotífero (acima) observados durante o experimento com um aumento de 100 vezes	33
FIGURA 3.5: Crescimento relativo dos microorganismos no lodo ativado	39
FIGURA 4.1: Dimensões dos reatores seqüenciais em batelada	44
FIGURA 4.2: RSB montado no IPH/UFRGS.....	45
FIGURA 4.3: Estação de tratamento de esgoto Arvoredo - DMAE/POA-RS.....	49
FIGURA 5.1: Sólidos suspensos e voláteis do licor no RSB 2 / experimento 1	59
FIGURA 5.2: Demanda química de oxigênio do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1	59
FIGURA 5.3: Sólidos suspensos totais do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1	60
FIGURA 5.4: Nitrogênio total Kjeldahl do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1	60
FIGURA 5.5: Nitrogênio oxidado do efluente no RSB 2/ experimento 1	61
FIGURA 5.6: pH do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1	61
FIGURA 5.7A: Microfauna observada no RSB 2 (ciclo 1-90) / experimento 1	67
FIGURA 5.7B: Microfauna observada no RSB 2 (ciclo 91-160) / experimento 1 ...	67
FIGURA 5.8A: Ciliados fixos do RSB 2 (ciclo 1- 90) / experimento 1.....	68
FIGURA 5.8B: Ciliados fixos do RSB 2 (ciclo 91- 160) / experimento 1.....	68
FIGURA 5.9A: Ciliados rastejantes do RSB 2 (ciclo 1-90) / experimento 1	69
FIGURA 5.9B: Ciliados rastejantes do RSB 2 (ciclo 91-160) / experimento 1	69
FIGURA 5.10A: Ciliados livres do RSB 2 (ciclo 1-90) / experimento 1	70
FIGURA 5.10B: Ciliados livres do RSB 2 (ciclo 91-160) / experimento 1	70
FIGURA 5.11: Flagelados do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1.....	71
FIGURA 5.12: Amebas do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1	71

FIGURA 5.13: Rotíferos do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1.....	72
FIGURA 5.14: Nematódeos do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1.....	72
FIGURA 5.15: Sólidos suspensos do licor do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1.....	74
FIGURA 5.16: Remoção da DQO do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1.....	74
FIGURA 5.17: Remoção de SST do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1.....	75
FIGURA 5.18: Remoção de NTK do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1.....	75
FIGURA 5.19: Eficiência da nitrificação do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1.....	76
FIGURA 5.20: Taxa específica da nitrificação do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1.....	76
FIGURA 5.21: Sólidos suspensos e voláteis do licor do RSB 1 / experimento 2...	82
FIGURA 5.22: Demanda química de oxigênio do afluente e efluente no RSB 1 / experimento 2.....	82
FIGURA 5.23: Sólidos suspensos totais do afluente e efluente no RSB 1 / experimento 2.....	83
FIGURA 5.24: Nitrogênio total Kjeldahl do afluente e efluente no RSB 1 / experimento 2.....	83
FIGURA 5.25: Nitrogênio oxidado do efluente no RSB 1/ experimento 2.....	84
FIGURA 5.26: pH do afluente e efluente no RSB 1/ experimento 2.....	84
FIGURA 5.27A: Microfauna observada no RSB 1 (ciclo 1-99)/ experimento 2.....	88
FIGURA 5.27B: Microfauna observada no RSB 1 (ciclo 100-187)/ experimento 2.....	88
FIGURA 5.28A: Ciliados fixos do RSB 1 (ciclo 1- 99)/ experimento 2.....	89
FIGURA 5.28B: Ciliados fixos do RSB 1 (ciclo 100- 187)/ experimento 2.....	89
FIGURA 5.29A: Ciliados rastejantes do RSB 1 (ciclo 1-99)/ experimento 2.....	90
FIGURA 5.29B: Ciliados rastejantes do RSB 1 (ciclo 100-187)/ experimento 2 ...	90
FIGURA 5.30A: Ciliados livres do RSB 1 (ciclo 1-99)/ experimento 2.....	91
FIGURA 5.30B: Ciliados livres do RSB 1 (ciclo 100-187)/ experimento 2.....	91
FIGURA 5.31: Flagelados do RSB 1 (ciclo 1-187)/ experimento 2.....	92
FIGURA 5.32: Amebas do RSB 1 (ciclo 1-187)/ experimento 2.....	92
FIGURA 5.33: Rotíferos do RSB 1 (ciclo 1-187)/ experimento 2.....	93
FIGURA 5.34: Nematódeos do RSB 1 (ciclo 1-187)/ experimento 2.....	93
FIGURA 5.35: Sólidos suspensos do licor do RSB 1 e RSB 2/ experimento 2.....	96
FIGURA 5.36: Remoção da DQO do RSB 1 e RSB 2/ experimento 2.....	96
FIGURA 5.37: Remoção de SST do RSB 1 e RSB 2/ experimento 2.....	97

FIGURA 5.38: Remoção de NTK do RSB 1 e RSB 2/ experimento 2.....	97
FIGURA 5.39: Eficiência da nitrificação do RSB 1 e RSB 2/ experimento 2.....	98
FIGURA 5.40: Taxa específica da nitrificação do RSB 1 e RSB 2/experimento 2 .	98
FIGURA 5.41: Perfil dos SSL e SSVL do RSB 1/ experimento 2	101
FIGURA 5.42: Perfil da DQO RSB 1/ experimento 2.....	101
FIGURA 5.43: Perfil do nitrogênio do RSB 1/ experimento 2	102
FIGURA 5.44: Perfil do NTK do RSB 1/ experimento 2	102
FIGURA 5.45: Perfil do nitrogênio oxidado do RSB 1/ experimento 2	103
FIGURA 5.46: Perfil do pH do RSB 1/ experimento 2	103
FIGURA 5.47: Perfil da alcalinidade total do RSB 1/ experimento 2.....	104
FIGURA A-1: Balanço de massa do nitrogênio	A1

SIGLAS UTILIZADAS

- ADP - adenosina difosfato
- AL - concentração de amônia livre
- ALC - concentração de alcalinidade
- A/M - razão alimento/microorganismos
- ANL - ácido nitroso livre
- ATP - adenosina trifosfato
- CaCO₃ - carbonato de cálcio
- CO - carga orgânica
- CONS. ALC. - consumo da alcalinidade
- DBO - demanda bioquímica de oxigênio
- DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto
- DQO - demanda química de oxigênio
- EFIC. N - eficiência da nitrificação
- ETE - estação de tratamento de esgoto
- IVL - índice volumétrico de lodo
- IWPC - Institute Water Pollution Control
- NMP - número mais provável
- N_{org} - nitrogênio orgânico
- N_{oxid} - nitrogênio oxidado
- NTK - nitrogênio total Kjeldahl
- OD - oxigênio dissolvido
- pH - potencial de Hidrogênio
- R_{DQO} - eficiência de remoção de DQO
- RSB - reator seqüencial em batelada
- SFC - sistema de fluxo contínuo
- SSL - concentração de sólidos suspensos do licor
- SST - sólidos suspensos totais
- SSVL - sólidos suspensos voláteis do licor
- TRH - tempo de retenção hidráulica

Tx - taxa específica da nitrificação

Observação: os índices "a" e "e" referem-se ao afluente e efluente nos dados analisados

1 INTRODUÇÃO

Descargas contínuas de nitrogênio e fósforo, presentes na composição de esgotos domésticos, quando não tratados, podem gerar o crescimento demasiado de algas em lagos e reservatórios, vindo a interferir no uso da água, como consumo, criação de peixes e recreação.

As concentrações elevadas das formas reduzidas de nitrogênio (nitrogênio orgânico e amoniacal) têm efeitos na depleção de oxigênio dissolvido, na toxicidade à vida aquática e no efeito da desinfecção por cloro no tratamento de água, vindo muitas vezes, a prejudicar a saúde do homem.

Controlar os despejos demasiados das formas reduzidas de nitrogênio nos rios, tornou-se uma importante tarefa para o homem, empregando tecnologias cada vez mais modernas e eficientes, em busca de uma melhor administração da qualidade da água dos rios.

Vários métodos de tratamentos têm sido empregados (físicos, químicos e/ou biológicos), para limitar o controle de descargas das formas de nitrogênio reduzidas e oxidadas. Entre os processos empregados para isso, está o tratamento biológico denominado nitrificação, no qual as bactérias nitrificantes são as responsáveis pela transformação do nitrogênio em nitrito e nitrato, conseguindo-se uma boa eficiência.

Entre as tecnologias empregadas, para que o processo de nitrificação ocorra, encontra-se o Reator Seqüencial em Batelada (RSB). Este tipo de reator oferece muitas vantagens, entre elas citam-se a grande flexibilidade operacional, ocupação de uma pequena área e menor custo.

O processo de nitrificação em RSB pode ser monitorado através de análises físico-químicas. Com a finalidade de obter respostas mais rápidas neste monitoramento, pode-se lançar mão do uso da observação da microfauna existente no lodo ativado.

Diversos autores começaram a notar que protozoários encontrados no lodo são importantes, pois estão relacionados com o desenvolvimento da estação e com sua eficiência. A observação da microfauna permite o diagnóstico das condições

de tratamento, visando uma melhor qualidade do efluente a ser lançado nos corpos d'água, bem antes que as análises físico-químicas o possam demonstrar.

Neste trabalho foi averiguada a adequacidade do emprego de RSB, operado de modo a incentivar o processo de nitrificação, monitorando-o pelas variáveis físico-químicas convencionais e pela observação da microfauna existente dentro dos reatores.

2 OBJETIVOS E RELEVÂNCIA DO TRABALHO

2.1 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo geral a avaliação do processo de nitrificação em reatores seqüências em batelada (RSB) de forma a melhorar a eficiência do processo nas estações de tratamento biológico de esgoto.

Outros objetivos mais específicos são:

- verificar a adequacidade do emprego de RSB para tratar esgoto doméstico pelo processo biológico de nitrificação;
- verificar a influência de esgotos domésticos com baixa alcalinidade no processo de nitrificação em RSB;
- comparar dois procedimentos diferentes de controle do lodo no RSB, o primeiro por meio da idade do lodo e o outro, pela concentração fixa de sólidos suspensos do licor de aproximadamente de 4000 mg/l;
- estudar a utilização da observação microscópica da microfauna como uma variável de controle para o processo de nitrificação e remoção da matéria carbonácea, já que é um importante indício do funcionamento da eficiência do processo, que apresenta respostas mais rápidas que as demais variáveis convencionais físico-químicas.

2.2 - Relevância do trabalho

O trabalho visa a utilização de uma tecnologia mais barata de tratamento de esgoto, o RSB, o qual utiliza uma pequena área, não tendo a necessidade de recirculação de lodo e que economiza nos custos de energia elétrica. Este tipo de

tecnologia pode ser utilizada nas áreas metropolitanas e industriais, mesmo em países de terceiro mundo.

Um segundo aspecto a ser considerado, extremamente relevante, é a utilização da observação diária da microfauna do lodo ativado, como uma ferramenta a ser oferecida aos operadores das estações de tratamento de esgoto, a qual permitirá um diagnóstico mais rápido das condições de operação das mesmas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Introdução

Carbono e nutrientes podem ser removidos do esgoto através do emprego e controle de sistemas de tratamento biológico de esgoto. Entre os tratamentos existentes, o mais tradicional é o processo de lodos ativados, que consiste da oxidação da matéria orgânica até a sua estabilização (Metcalf e Eddy, 1991). Essa oxidação acontece na presença de oxigênio, procurando-se reter ao máximo, os microorganismos ativos no sistema.

O processo de lodos ativados apresenta uma série de variações. Entre as diversas tecnologias empregadas encontram-se os Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB). Esta tecnologia permite que haja uma alta remoção de matéria orgânica e, ao mesmo tempo, remoção de nitrogênio e fósforo, dependendo do modo de operação adotado.

3.2 Lodos ativados

3.2.1 Generalidades

O lodo ativado é composto por flocos biológicos produzidos no esgoto pelo crescimento de bactérias e outros organismos, esqueleto de células mortas, fragmentos orgânicos e inorgânicos, na presença de oxigênio dissolvido e acumulado, devido a presença de outros flocos previamente formados.

O processo de lodos ativados, segundo Jordão (1975), acontece quando o esgoto que entra numa estação de tratamento, e o lodo ativado são intimamente misturados, agitados e aerados, para logo após se separar do esgoto tratado.

O sistema de lodos ativados é um dos mais usados a nível mundial, para o tratamento de esgoto doméstico ou industrial que contenham uma grande parcela

de orgânicos. Os primeiros a estudarem este processo foram Ardern e Lockett, em 1914, sendo que desde este tempo houveram muitas modificações no processo.

Na Tab. 3.1 são apresentadas as características operacionais de algumas variantes do processo de lodos ativados.

TABELA 3.1: Características operacionais empregadas em alguns processos de tratamento de lodos ativados

PROCESSO	MODELO DE FLUXO	SISTEMA DE AERAÇÃO	% DBO REMOVIDA	OBSERVAÇÕES
CONVENCIONAL	Fluxo de pistão	Ar-difuso ou aeradores mecânicos	85-95	Usado para esgoto doméstico fraco; suscetível a cargas de choques.
MISTURA COMPLETA	Fluxo contínuo com mistura	Ar-difuso ou aeradores mecânicos	85-95	Usado para aplicações em geral; é resistente a carga de choques, mas suscetível a filamentosas.
ALIMENTAÇÃO ESCALONADA	Fluxo de pistão	Ar-difuso	85-95	Aplicação em geral para diferentes esgotos.
AERAÇÃO MODIFICADA	Fluxo de pistão	Ar-difuso	60-75	Usado para tratamento intermediário, com concentrações altas de SS.
ESTABILIZAÇÃO POR CONTATO	Fluxo de pistão	Ar-difuso ou aeradores mecânicos	80-90	Usado para expansão de sistemas existentes e plantas modulares.
AERAÇÃO EXTENDIDA	Fluxo de pistão	Ar-difuso ou aeradores mecânicos	75-95	Usado para pequenas comunidades, estações modulares e onde a nitrificação é requerida; o processo é flexível.
AERAÇÃO DE ALTA TAXA	Fluxo contínuo com mistura	Aeradores mecânicos	75-90	Usado para aplicações gerais com aeradores de turbina para transferir oxigênio e controlar o tamanho do floco.
PROCESSO KRAUS	Fluxo de pistão	Ar-difuso	85-95	Usado para concentrações baixas de nitrogênio e esgoto diferentes.
AERAÇÃO COM OXIGÊNIO PURO	Fluxo contínuo com mistura, reatores em série	Aeradores mecânicos	85-95	Usado em aplicações gerais com esgoto concentrado, onde o espaço é limitado; processo resistente a carga de choque.
VALOS DE OXIDAÇÃO	Fluxo de pistão	Aerado mecânico	75-95	Utilizado em comunidades pequenas; exige grandes áreas; é flexível.
REATOR DE POÇO PROFUNDO	Fluxo de pistão	Ar-difuso	85-95	Usado para aplicações gerais com esgoto concentrado, resistente a carga de choque.
REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA	Fluxo intermitente com mistura	Ar-difuso	85-95	É flexível; remove nutrientes; Ocupa pequenas áreas.
NITRIFICAÇÃO DE ESTÁGIO ÚNICO	Fluxo contínuo com mistura ou fluxo de pistão	Ar-difuso ou aeradores mecânicos	85-95	Usado para aplicações gerais para controlar nitrogênio, onde não há produtos inibitórios.
NITRIFICAÇÃO DE ESTÁGIOS SEPARADOS	Fluxo contínuo com mistura ou fluxo de pistão	Ar-difuso ou aeradores mecânicos	85-95	Usado para elevar a qualidade no sistema existente, onde os padrões de lançamento de nitrogênio são limitantes.

(FONTE: Metcalf e Eddy, 1991, modificada)

Este processo é relativamente bem entendido pela comunidade técnica, em termos de comportamento, modelagem, parâmetros de projeto e diretrizes operacionais.

A tecnologia dos lodos ativados utiliza processos físico-químicos e microbiológicos, onde diversos microorganismos são empregados.

A comunidade viva dos flocos formados no lodo está sujeita a todos os tipos de interações ecológicas, como competição, parasitismo, predação, inibição e estimulação. Esta comunidade inclui bactérias, fungos, protozoários, algas, alguns metazoários, entre outros. As bactérias são as mais numerosas e o grupo mais importante. Elas podem ser classificadas em termos de sua morfologia, complexidade da estrutura celular, temperatura ótima para as suas atividades vitais, requisitos nutricionais, etc.

Uma classificação dos microorganismos pode ser feita de acordo com sua fonte de energia e de carbono, segundo a chave de McKane e Kandel (1986):

- a) Quimioheterotróficos: são aqueles que utilizam o carbono orgânico como fonte de carbono e de energia. Neste grupo estão incluídas a maioria das bactérias, protozoários e fungos.
- b) Quimioautotróficos: são microorganismos que usam o dióxido de carbono como fonte de carbono e compostos inorgânicos como fonte de energia. Como exemplos têm-se as sulfobactérias, vários tipos de bactérias metanogênicas, bactérias que oxidam enxofre, ferro e amônia.
- c) Fotoautotróficos: são aqueles que possuem como fonte de energia a luz solar e como fonte de carbono, dióxido de carbono. Pertencem a este grupo as algas e as bactérias fotossintéticas.
- d) Fotoheterotróficos: são aqueles que precisam da luz como fonte de energia e compostos orgânicos como fonte de carbono. Citam-se as bactérias fotossintéticas como integrantes deste grupo.

Os microorganismos presentes no processo de lodos ativados utilizam como substrato, o esgoto, para gerar energia, sustento e síntese celular. A predominância de certos tipos de microorganismos, sobre outros, é ditada de acordo com o meio que se encontram.

No processo de lodos ativados podem ocorrer diversas reações bioquímicas, dependendo das condições ambientais encontradas no meio que estão presentes. Estas condições podem ser sumarizadas, segundo Cybis (1992) como:

- a) Condições óxicas (presença de oxigênio dissolvido): nestas condições, o substrato orgânico é oxidado pelas bactérias presentes no meio para manutenção e síntese. No processo de respiração óxica dos heterotróficos, os elétrons são transferidos do elétron doador (matéria orgânica) para o elétron receptor (oxigênio dissolvido). Na nitrificação, os elétrons são transferidos para formas reduzidas de nitrogênio. Estes processos produzem energia, usada para a manutenção celular e síntese.
- b) Condições anóxicas (ausência de oxigênio dissolvido com presença de oxigênio combinado): neste caso, o elétron receptor é o oxigênio molecular. Durante a denitrificação, elétrons são transferidos do carbono orgânico para nitrito e nitrato, causando a redução destas formas a gás nitrogênio. As bactérias denitrificantes podem usar formas de nitrogênio oxidado como receptores de elétron.
- c) Condições anaeróbias (ausência de oxigênio dissolvido ou combinado): nestas condições, durante a dessulfatação e a fermentação, a energia é produzida através da transferência de elétron de compostos orgânicos para compostos de enxofre, entre outros. Os elétrons receptores são reduzidos. Sob condições anaeróbias podem ocorrer o aumento da liberação de fósforo, com a liberação de energia. Esta energia pode ser usada para a síntese de produtos estocados por compostos de baixo peso molecular, servindo mais tarde como intermediários do processo de fermentação anaeróbia.

3.2.2 Características do processo

Uma das características mais importantes é a elevada necessidade de oxigênio dos flocos, sendo necessário supri-lo ao processo, por absorção forçada da atmosfera ou injetá-lo no meio líquido. Para o processo convencional de lodos ativados, de forma a reter uma quantidade razoável de sólidos no processo, são necessários um tanque com um volume grande, período extenso de reaeração e retorno contínuo do lodo.

A aeração cumpre várias funções:

- a) aeração tem como finalidade satisfazer as necessidades de oxigênio para o metabolismo dos microorganismos;
- b) através do ar injetado, mantém-se a agitação completa no tanque de aeração, de modo a evitar qualquer sedimentação e manter os flocos em contato íntimo com os microorganismos presentes no meio; e
- c) retirar as substâncias voláteis resultantes do metabolismo dos microorganismos.

Deste modo, a transferência do oxigênio para o meio líquido é de suma importância, processando-se em três fases:

- a) as moléculas de oxigênio do ar transferem-se para a superfície do líquido tornando-o saturado;
- b) as moléculas de oxigênio atravessam esta interface para o meio líquido, por difusão; e
- c) sob agitação elevada, o oxigênio é misturado no meio líquido por difusão e convecção.

Entre os fatores que interferem no processo, têm-se a temperatura, o tipo de esgoto e a geometria do tanque de aeração.

3.2.3 Fases do processo

A Fig. 3.1 apresenta as curvas do crescimento microbiológico para um reator em batelada. Juntamente é traçada uma terceira curva que representa a taxa do crescimento específico. Nestas curvas verificam-se quatro fases principais bem distintas. São elas:

- a) Fase lag: as bactérias estão em fase de adaptação ao novo meio ambiente. Apresentam um tempo de geração longo e uma taxa de crescimento específico zero. O número de microorganismos permanece constante, mas alguma absorção de substrato pode ocorrer, com o aumento de tamanho e da massa de bactérias (Gray, 1990).
- b) Fase de crescimento logarítmico ou exponencial: há um rápido aumento no número e massa de microorganismos. O crescimento é exponencial, o tempo de geração é mínimo e a taxa de crescimento específico é máxima e constante. Esta fase irá manter-se até o substrato tornar-se limitado (Barnes e Bliss, 1983). A taxa de absorção do substrato é máxima. Quando o processo de lodos ativados é operado nesta fase, tem-se como objetivo principal remover o substrato rapidamente (Horan, 1990).
- c) Fase estática: a população de bactérias está estática, porque as novas células que surgem estão tomando o lugar das células velhas e o substrato está sendo exaurido. Há um grande número de microorganismos, sendo que o substrato se tornará mínimo. É a fase ideal para o processo de lodos ativados operar.
- d) Fase endógena: a concentração de substrato é mínima, dando início ao uso das próprias reservas de energias das bactérias, diminuindo a biomassa ativa. O número de microorganismos decresce com a taxa de crescimento específico tornando-se negativa.

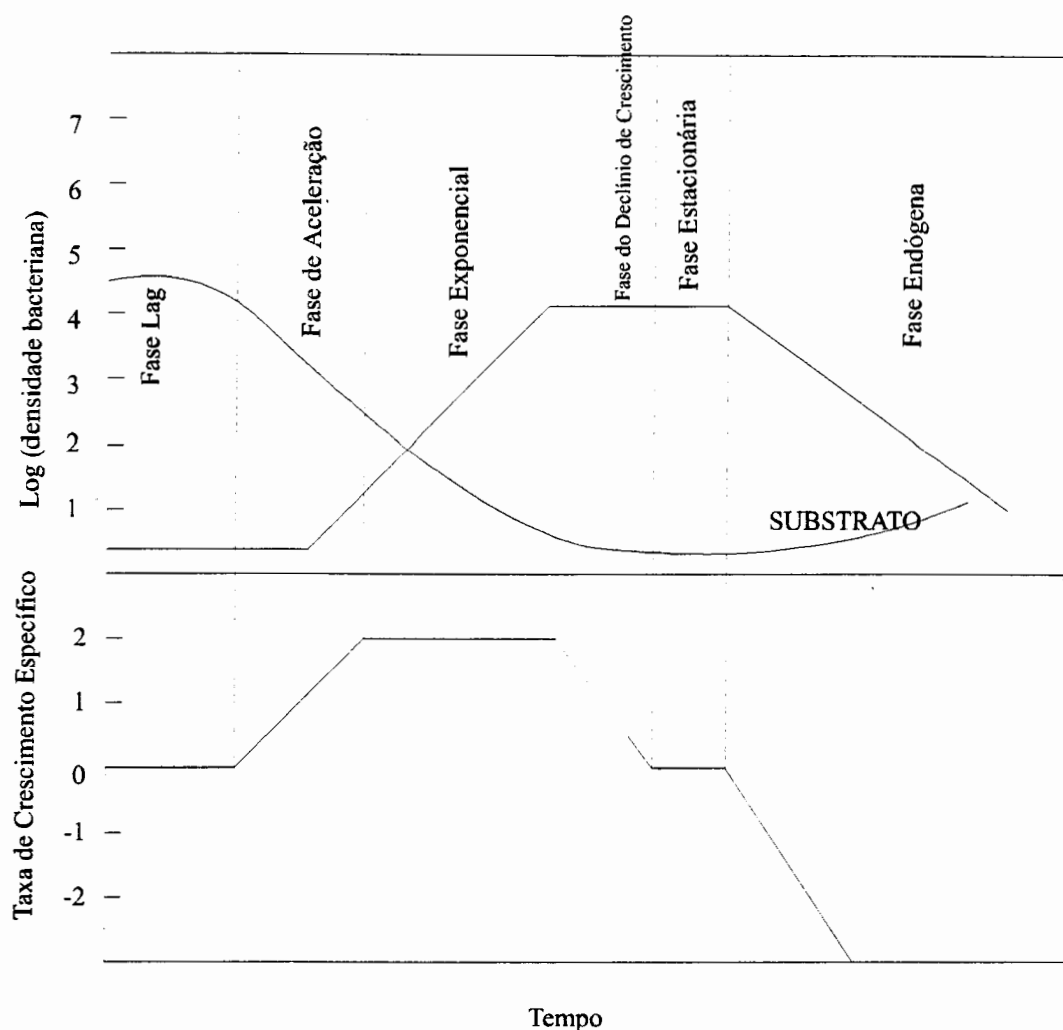


FIGURA 3.1: Curvas de crescimento bacteriano e absorção do substrato (FONTE: Gray, 1990, modificada)

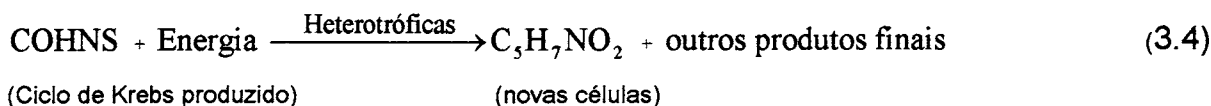
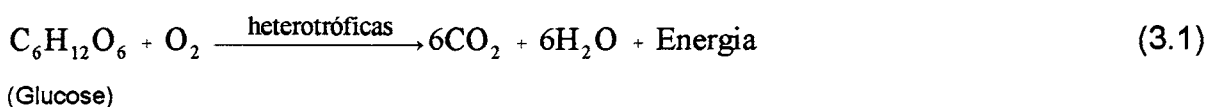
3.3 Remoção de carbono orgânico

3.3.1 Generalidades

A remoção de matéria orgânica é o principal objetivo do tratamento de esgoto doméstico. A matéria orgânica, normalmente, é uma combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre, entre outros. Existem alguns compostos orgânicos sintéticos que podem estar presentes como, por exemplo, os surfactantes e pesticidas.

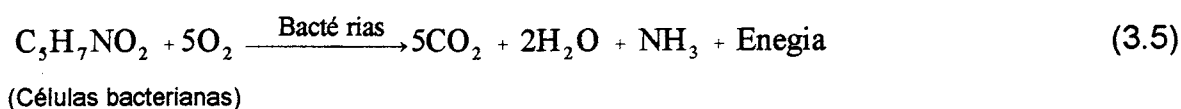
O carbono orgânico pode ser utilizado sob diversas condições do meio. Sob estas condições, os microorganismos heterotróficos usam a fonte de carbono e de energia durante a oxidação óxica da matéria orgânica, seguindo o caminho metabólico do ciclo de Krebs (Horan, 1990). O processo é altamente eficiente em termos de produção de energia, produzindo 38 ATP (Adenosina Trifosfato) por mol de glucose oxidada na presença de oxigênio dissolvido (OD) livre.

Na reação 3.1 é utilizada a glucose para representar a oxidação da matéria orgânica, na fase óxica (McKane e Kandel, 1986):



As reações 3.1 a 3.4 mostram a conexão do processo de catabolismo e anabolismo através da ATP. Na reação 3.1, um composto altamente reduzido e rico em energia, a glucose, é transformado a um composto altamente oxidado e pobre em energia, o dióxido de carbono. Energia é liberada durante o processo, sendo uma parte perdida, mas outra transferida quimicamente para ATP (reação 3.2), durante a fosforilação. Assim, a energia é estocada até ser necessária pela célula. No processo de hidrólise (reação 3.3), a ATP libera energia que pode ser usada durante a síntese de novas células (reação 3.4). Além destes processos, outros podem ocorrer como a respiração endógena.

Metcalf e Eddy (1991) propõem a seguinte equação estequiométrica para o processo:



3.3.2 Fatores que afetam a remoção de carbono orgânico

a) Temperatura

A temperatura afeta o crescimento bacteriano, e conseqüentemente a quantidade de substrato absorvido, influenciando as taxas das reações catalisadas enzimaticamente, e alterando a taxa de difusão do substrato na célula (Grady e Lim, 1980). A faixa ótima está entre 12 e 25°C (Gray, 1990).

Arrhenius formulou uma equação que leva em conta o efeito da temperatura sobre a taxa de reação (Barnes e Bliss, 1983):

$$K_t = K_{20}\theta^{T-20} \quad (3.6)$$

Onde:

T = temperatura (°C)

K_t = taxa de reação constante para a temperatura T

K_{20} = taxa de reação constante a 20°C (d⁻¹)

θ = coeficiente de temperatura

b) Concentração de oxigênio dissolvido

Para que haja atividade microbiológica dos heterotróficos, a concentração de OD, deve ser no mínimo de 1 a 2 mg/l (Gray, 1990).

c) pH

O pH ótimo está em torno de 7 para a maioria dos microorganismos heterotróficos. A faixa sugerida por Gray (1990) é de 6,5 a 8,5. Acima de 9, a atividade é inibida, e abaixo de 6,5, os fungos predominam sobre as bactérias na competição pelo substrato.

d) Concentração de nutrientes e elementos traços

A presença de nitrogênio e fósforo é importante para o crescimento microbiológico, sendo estes constituintes encontrados em excesso nos esgotos domésticos, e escassos em alguns esgotos industriais. Para o crescimento ótimo,

as quantidades relativas de carbono orgânico (como DBO_5), nitrogênio e fósforo, devem ser 100:5:1 (Grady e Lim, 1980). Além disto são necessárias a presença de elementos traços como ferro, cálcio, magnésio, potássio, manganês, cobre, zinco e molibidênio.

e) Presença de substâncias tóxicas

Metais pesados e outras substâncias, incluindo compostos orgânicos podem ser tóxicos ou inibitórios para a comunidade do lodo ativado, no caso de estarem acima das concentrações limites. Incluem-se nestas substâncias alumínio, amônia, arsênico, cálcio, ferro, pesticidas, surfactantes, etc.

f) Redox

A oxidação da matéria orgânica ocorre para valores de redox entre +50 e +250 mV, expresso em termos do eletrodo de referência padrão de hidrogênio Wanner (1991) apud Cybis (1992).

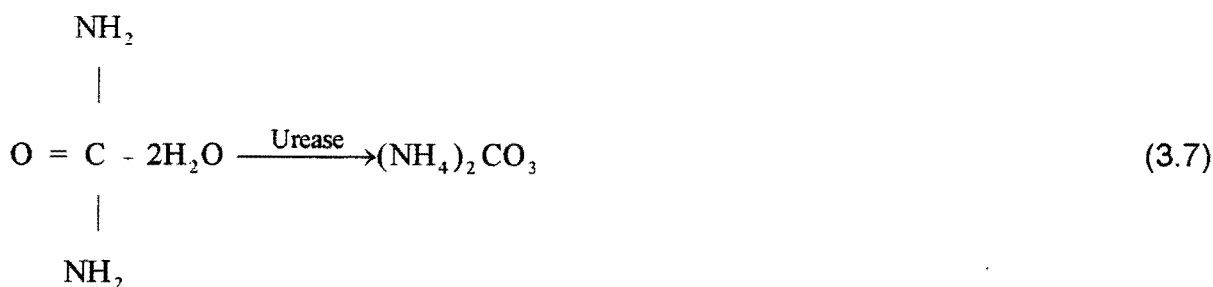
3.4 Processo de nitrificação

3.4.1 Generalidades

O processo de nitrificação foi descoberto por Schloesin e Muntz em 1877 (Alleman, 1980). Neste processo a amônia é oxidada a nitrito e nitrato na presença de oxigênio e de bactérias quimioautotróficas, conhecidas como nitrificantes.

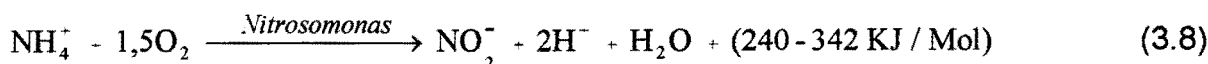
No esgoto, o nitrogênio apresenta-se, principalmente, na forma de amônia e nitrogênio orgânico, seja em solução ou em suspensão (Metcalf e Eddy, 1991). O nitrogênio solúvel está na forma de uréia e aminoácidos. A porção particulada é removida primordialmente pela sedimentação e a dissolvida é transformada, no tratamento biológico, resultando em amônia e outras formas de nitrogênio inorgânico.

O nitrogênio orgânico, inicialmente preponderante no esgoto, é rapidamente convertido a amônia. Por exemplo, a uréia é hidrolizada pelas enzimas ureases a amônia, ocorrendo assim a amonificação, mostrada na seguinte equação:

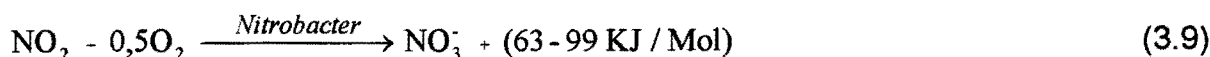


O nitrogênio é necessário ao desenvolvimento das bactérias heterotróficas. No entanto, o esgoto doméstico apresenta nitrogênio amoniacal em excesso. Este excesso é liberado como amônia, que será oxidada pelas bactérias nitrificantes.

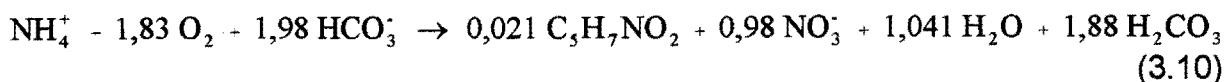
As bactérias nitrificantes têm rotas metabólicas separadas para a incorporação de carbono e para a produção de energia. A incorporação de carbono acontece pelo Ciclo de Calvin, utilizando o dióxido de carbono como única fonte de carbono, enquanto que o Ciclo de Krebs é usado para a geração de produtos intermediários necessários para sintetizar novas células, porém de maneira diferente do que ocorre com as bactérias heterotróficas. A produção de energia necessária ao Ciclo de Krebs, é obtida pela oxidação da amônia a nitrito e nitrato, sob condições aeróbicas, no processo de nitrificação, como mostrado nas seguintes reações (Sharma e Ahlert, 1977); respectivamente, a reação em que o íon amônio é oxidado a nitrito,



e a reação em que o nitrito é oxidado a nitrato



A reação geral da nitrificação baseada em observações experimentais, é mostrada a seguir (EPA, 1975 apud Cybis, 1992):



Da reação 3.10 podem ser retiradas as seguintes observações:

- a) O processo de nitrificação requer uma quantidade significativa de oxigênio, resultando, aproximadamente em 4,2 g O₂/ g NH₄⁺ - N removido ou 4,3 g O₂/ g NO₃⁻-N formado. Sharma e Ahlert (1977) sugeriram que o consumo de oxigênio pode depender da pressão parcial do dióxido de carbono, e que durante o processo de nitrificação algum oxigênio pode ser usado das moléculas de água.
- b) A matéria celular no processo é representada pela fórmula C₅H₇NO₂ na reação 3.10, resultando em 0,17g células/ g NH₄⁺ - N, sendo esta uma produção baixa quando comparada com a produção das bactérias heterotróficas.
- c) Há um grande consumo de alcalinidade, associado com a oxidação da amônia e remoção de bicarbonato, como pode ser visto na reação 3.10, onde 8,63 g HCO₃⁻/ g NH₄⁺ - N ou aproximadamente, 7,1 g de alcalinidade (expressa como CaCO₃)/ g NH₄⁺ - N oxidado são removidos.

As bactérias nitrificantes são difíceis de cultivar e também muito sensíveis a inibição por certas substâncias tóxicas (Sandén, 1994). Isto pode ser demonstrado pelo alto tempo de geração das bactérias nitrificantes, que é de 15 horas, enquanto que os microorganismos heterotróficos se geram na faixa de 20 a 40 minutos (Barnes e Bliss, 1983, apud Wijffels *et al.*, 1993).

Comparando-se as bactérias nitrificantes com as heterotróficas, elas são pobres competidoras. Palmgrem (1992) apud Ogera (1995) relata que devido ao crescimento das nitrificantes ser menor que o das heterotróficas, há necessidade de uma maior idade do lodo para que ocorra a estabilização da nitrificação. A idade do lodo deve estar entre 20 a 45 dias.

Wuhrmann (1964) apud Gloyna e Eckenfelder (1968), relataram que a idade do lodo para a nitrificação depende da taxa de crescimento das nitrificantes (função da temperatura, concentração de substrato, concentração de compostos inibitórios)

e da acumulação de sólidos do lodo (função da taxa de crescimento das heterotróficas e da introdução de sólidos inertes dentro do sistema).

Entre as próprias bactérias nitrificantes, ocorrem diferenciações. Na Tab. 3.2 é mostrada as principais diferenças entre os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*.

TABELA 3.2: Comparações entre as bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*

CARATERÍSTICAS	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>
Forma da célula	ovóides	ovóides
Tamanho da célula	1 x 1,5 μm	0,5 x 1,0 μm
Mobilidade	móveis ou não	móveis ou não
Tempo de geração	8 - 36 h	12 - 59 h
Autotróficos	obrigatória	facultativa
Oxigênio	estritamente aeróbia	aeróbia
Produção (gSSV/ g NH_4^+ - N)	0,04 - 0,13	0,02 - 0,07
Teste de Gram	negativo	negativo

(FONTE: Sharma e Ahlert, 1977).

Alguns valores típicos da cinética de nitrificação, expressos através da equação de Monod, para as bactérias nitrificantes, são encontrados na Tab. 3.3.

TABELA 3.3: Valores típicos da constante de Monod para bactérias nitrificantes

CONSTANTE	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>	Heterotróficas
Produto Celular (Y) (peso da célula/peso energia do substrato energético)	0,03 - 0,13	0,02 - 0,08	0,37 - 0,79
Taxa Máxima de Crescimento Específico (μ_{max} , d^{-1})	0,46 - 2,2	0,28 - 1,44	7,2 - 17
Constante Saturação(mg/l)			
1. Substrato Energético	0,06 - 5,6	0,06 - 8,4	< 1 - 181
2. Elétron receptor	0,3 - 1,3	0,25 - 1,3	0,0007 - 0,1

(FONTE: Sharma e Ahlert, 1977).

Segundo Wilson (1981), para uma ótima eficiência da nitrificação, são recomendados que os parâmetros operacionais, mostrados na Tab. 3.4, sejam atendidos.

TABELA 3.4: Valores de parâmetros operacionais típicos para uma nitrificação eficiente

PARÂMETROS	CONCENTRAÇÕES
Concentração de oxigênio dissolvido	> 2 mg/l
Idade do lodo	> 20 dias
Alimento/Microorganismos	< 0,1 dias ⁻¹
Concentração de sólidos suspensos no reator	> 3000 mg/l

(FONTE: Wilson, 1981)

3.4.2 Fatores que afetam a nitrificação

a) Temperatura

A taxa de crescimento das nitrificantes é intensamente afetada pelas mudanças na temperatura. A faixa ótima encontra-se entre 28 e 36°C. A temperatura mínima exigida é de 5°C, segundo Sharma e Ahlert (1977).

Randall e Buth (1984) apud Fillos *et al.* (1996), observaram que tanto a formação de nitrito, como nitrato, são inibidas quando a temperatura se encontra abaixo de 10°C. Este efeito inibitório é maior para as *Nitrobacter* do que para as *Nitrosomonas*.

b) Concentração de oxigênio dissolvido

O oxigênio é usado para a oxidação da amônia, e do nitrito, pelas bactérias nitrificantes. Sharma e Ahlert (1977), relataram que 2 a 3 mg/l de OD são valores ideais para que o processo aconteça.

c) pH

A reação 3.10 mostra que a alcalinidade é consumida durante a nitrificação. Como consequência o pH pode chegar a ser menor que 5, ou mesmo menor ainda, dependendo da alcalinidade original do esgoto (IWPC, 1987). Valores de pH baixos, irão afetar as bactérias nitrificantes, juntamente com as heterotróficas.

Alleman (1984), obteve faixas de pH ótimo diferentes para os dois gêneros de bactérias. Para as *Nitrosomonas*, o pH ótimo está entre 7,9 a 8,2, enquanto que para as *Nitrobacter* está entre 7,2 a 7,6.

O pH afeta o equilíbrio químico entre as formas ionizadas e não ionizadas de amônia e nitrito, atingindo significativamente a nitrificação, devido a possíveis efeitos inibitórios sob o gênero das nitrificantes que será discutido no item d, a seguir.

Sharma e Ahlert (1977), sugeriram que a nitrificação pode ser possível com valores de pH na faixa de 4 e 11, com aclimatação.

d) Presença de substrato e produtos energéticos

As bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são sensíveis a presença de amônia e de nitrito, como já visto, dependendo do pH, da amônia na sua forma livre, assim como do ácido nitroso podendo acarretar inibição.

A eficiência da nitrificação aumenta quando a razão carbono:nitrogênio diminui. Isto pode ser explicado pela vantagem competitiva das bactérias heterotróficas sobre as bactérias nitrificantes.

e) Redox

A faixa ótima de redox para a nitrificação é de 100 a 300 mV, usando como referência o elétrico padrão de hidrogênio (Wanner, 1991 apud Cybis, 1992).

f) Concentração de nitrificantes

O número ou massa de microorganismos de bactérias nitrificantes influencia a taxa da nitrificação (Eckenfelder, 1970). A concentração estimada em amostras de esgoto, expressa como número mais provável (NMP) é de 1000 a 10000 microorganismos por ml, sendo difícil estimar seu valor real, devido a problemas na enumeração das nitrificantes.

g) Idade do lodo, carga orgânica e tempo de detenção hidráulico

Os parâmetros operacionais refletem indiretamente o efeito da concentração de nitrificantes. Entre eles encontram-se a idade do lodo, carga orgânica e tempo de detenção hidráulico que requerem um dado valor para acontecer uma completa nitrificação. A nitrificação decai significativamente com o aumento da carga orgânica. Um alto valor de tempo de detenção hidráulico pode ser necessário

quando: (i) a concentração de bactérias nitrificantes for baixo; (ii) a idade do lodo for baixa; ou (iii) a temperatura do sistema for baixa.

h) Efeito da luz

A luz pode inibir as bactérias nitrificantes. Foi observado por Warington (1878) apud Sharma e Ahlert (1977), que as bactérias nitrificantes cresciam mais rapidamente no escuro.

3.5 Reator seqüencial em batelada (RSB)

3.5.1 Generalidades

O reator seqüencial em batelada é uma das alternativas ao sistema convencional de fluxo contínuo para tratar esgoto doméstico e industrial. Dependendo de como o RSB é operado, pode-se obter a remoção de carbono orgânico, nitrificação, denitrificação e remoção de fósforo, sem a necessidade de adição de produtos químicos.

3.5.2 Descrição do processo

Os RSB operam de forma cíclica, realizando no tempo (dentro de um único tanque) o que o tratamento de fluxo contínuo atinge no espaço (dentro de mais de um tanque).

O RSB é baseado no sistema de lodos ativados. Por se tratar de um sistema por batelada, quando for necessário tratar um fluxo contínuo, pode-se adotar uma disposição com mais de um tanque em paralelo ou com a previsão de um tanque pulmão. Cada tanque do RSB é alimentado durante um período de tempo. Quando o seu volume for completado, o afluente é desviado para o outro tanque, em caso de reatores múltiplos, ou para o tanque de armazenamento, no caso de uma configuração com um único reator. Depois do tratamento, ocorre a sedimentação por um tempo predeterminado e o sobrenadante clarificado é retirado. Não há

necessidade de recirculação do lodo, já que a massa biológica permanece no reator durante todo o tempo, à exceção da parcela descartada se for o caso.

Em termos de regime de fluxo, o RSB pode assemelhar-se a um reator de fluxo de pistão, se o enchimento for rápido, e como um reator de mistura completa, no caso de enchimento lento (Goronszy *et al.*, 1990).

Por tratar-se de um sistema periódico, o RSB trabalha em ciclos. Irvine e Bush (1979), propuseram cinco fases distintas para cada ciclo, de acordo com a Fig. 3.2. As fases são: enchimento, reação, sedimentação, descarte e descanso. Cada fase tem uma função específica.

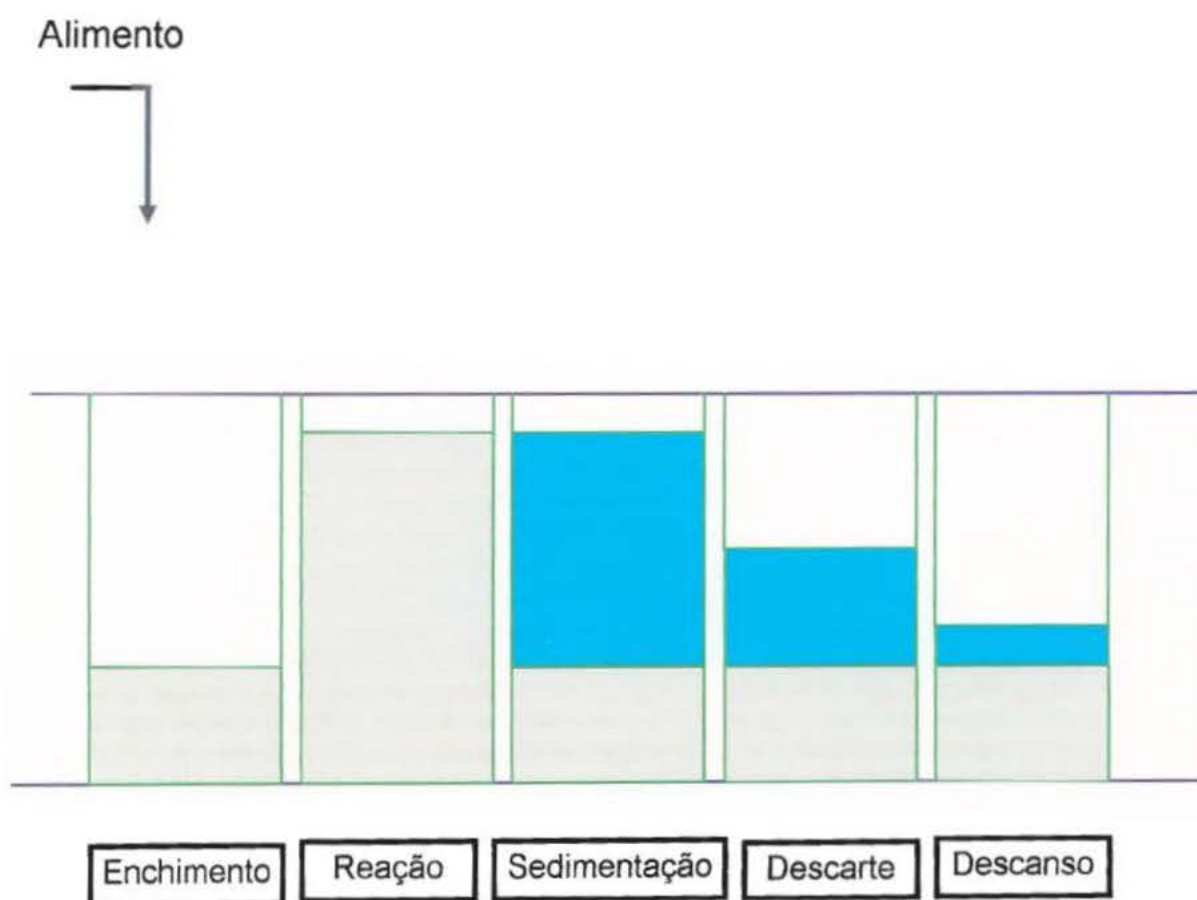


FIGURA 3.2: Fases de um ciclo do reator seqüencial em batelada (FONTE: Irvine e Bush, 1979, modificado)

O enchimento é a fase em que o reator está sendo alimentado. Esta fase pode ser estática ou dinâmica, ou seja, com ou sem mistura e/ou aeração, dependendo dos objetivos operacionais a serem atingidos.

Quando o volume de trabalho é alcançado, a fase de reação inicia-se. A aeração e/ou a mistura devem ser supridos de acordo com o tipo de tratamento exigido. A Tab. 3.5 mostra as estratégias operacionais mais comuns utilizadas nas fases de enchimento e reação de acordo com o objetivo de tratamento que se deseja alcançar.

TABELA 3.5: Estratégias operacionais mais utilizadas para o tratamento de esgoto em RSB

OBJETIVOS DO TRATAMENTO	ENCHIMENTO	REAÇÃO
1. Redução do carbono orgânico e sólidos suspensos, mínima energia consumida ou produção de lodo	Estático, misturado e então aerado	Aerada
2. Redução de carbono orgânico e sólidos suspensos, e nitrificação	Estático, misturado e então aerado.	Aerada
3. Redução de carbono orgânico e sólidos suspenso, e desnitrificação	Estático, misturado e então aerado	Aeração, seguido de mistura
4. Redução de carbono orgânico, sólidos suspensos e redução de fósforo	Estático, misturado e então aerado	Aerada
5. Esgoto industrial orgânico, tóxico, com altas concentrações	Misturado por período curto e então aerado	Aerada por um período longo

(FONTE: Ketchum Jr., 1997, modificada)

Na fase seguinte, a sedimentação, ocorrem condições quiescentes quase perfeitas, permitindo ótimas condições para a separação de sólidos.

Na fase do descarte, o efluente clarificado é descarregado. A duração do descarte é função de aspectos hidráulicos do sistema de tratamento. A biomassa

sedimentada no fundo do tanque permanece até o próximo ciclo, dando início a fase de descanso.

A fase de descanso pode ou não ocorrer. Ela é utilizada para aguardar pelo começo do novo ciclo, quando necessário.

3.5.3 Histórico do RSB

Arden e Lockett (1914), antes de adotarem o sistema de fluxo contínuo (SFC), no recém inventado processo de lodos ativados, utilizaram um sistema de fluxo intermitente, denominado por eles de reator de “encher e descartar”. O sistema de “encher e descartar” foi abandonado, devido a tecnologia da época ser mais propícia ao SFC, por causa da então dificuldade de automatizar o processo.

As novas tecnologias deram vazão ao retorno do “encher e descartar” em contrapartida do SFC. Em 1971, Irvine iniciou trabalhos em escala de bancada na Universidade de Notre Dame, Indiana (EUA). Diversos pesquisadores começaram, então, pesquisas com o objetivo de tratar esgoto doméstico e industrial, em RSB.

Silverstein e Schoroeder (1983), estudaram quatro RSB, em escala de bancada. No primeiro RSB foi verificado a cinética em fluxo de pistão ideal; no segundo controlou-se a performance (tempo de reação, manutenção de sólidos suspensos); a nitrificação e denitrificação foram verificadas no terceiro RSB com a introdução do ciclo anóxico, enquanto que no quarto RSB observou-se a atenuação e equalização da carga orgânica. Eles relataram uma boa eficiência quanto a remoção de carbono orgânico, nitrogênio e sólidos suspensos no RSB.

A seleção adequada das fases de cada ciclo determina a eficiência do processo de tratamento. Irvine (1983), obteve na estação de Culver, Indiana (EUA), um efluente com médias mensais de DBO_5 , SST e amônia menores que 20 mg/l, 20 mg/l e 2 mg/l, respectivamente, tratando esgoto principalmente doméstico.

No RSB do IPH/UFRGS, De Luca e Faccin (1991), obtiveram uma DBO_5 que variou de 20 a 30 mg/l na saída, com uma remoção média de 74 %. Ocorreu pouca nitrificação, apesar do longo tempo médio de detenção e da superalimentação de oxigênio. Atualmente, a remoção de DQO, SST e NTK é de 62,03%, 80,42% e 73, 07%, respectivamente, com dados obtidos de janeiro a outubro do ano de 1996.

Na Universidade de Leeds (Inglaterra), Cybis (1992), utilizou dois RSB em escala de bancada, para tratar esgoto doméstico, com monitoramento "on-line" do processo de nitrificação e/ou denitrificação, com parâmetros de controle OD, redox e pH. Foram obtidas eficiências de 99,9 % na nitrificação.

3.5.4 Vantagens e desvantagens do RSB (em relação ao sistema convencional de fluxo contínuo)

Vantagens:

- a) durante a fase de enchimento o RSB comporta-se como uma bacia equalizadora, tolerando assim, mais facilmente vazões de pico e cargas de choque (Silverstein e Schroeder, 1983);
- b) o efluente pode ser retido pelo tempo que for necessário até que os padrões de emissões sejam atendidos (Arora *et al.* , 1985);
- c) logo após a implantação quando a vazão é menor que a vazão de projeto, o nível do líquido dentro do reator pode ser fixado a um nível mais baixo, permitindo uma maior flexibilidade do processo (Arora *et al.* , 1985);
- d) durante a fase de sedimentação, não ocorrerão problemas comuns aos decantadores dos sistemas de fluxo contínuo, como curto-circuito por causa das condições quase ideais de sedimentação (Irvine e Bush, 1979);
- e) o sistema pode ser operado como fluxo de pistão (período de enchimento curto) ou mistura completa (período de enchimento estendido), sem custos adicionais (Irvine e Bush, 1979);
- f) o crescimento de organismos filamentosos pode ser facilmente controlado, adotando-se uma estratégia de operação que induza condições anóxicas durante a fase de enchimento (Chiesa e Irvine, 1985; Irvine e Bush, 1979);

- g) são melhores que os tanques de fluxo contínuo para tratar efluentes industriais, pois não são projetados para operarem em regime permanente e por cobrirem melhor as variações de vazões (Dennis e Irvine, 1979);
- h) apresentam vantagens cinéticas sobre os reatores de fluxo contínuo, como foi comprovado pela presença de microorganismos que continham concentrações de ácido ribonucléico de 3 a 4 vezes maiores em RSB (Irvine *et al.*, 1985);
- i) pode-se monitorar o processo de tratamento nos períodos de enchimento e reação, simplificando a operação pela adoção de técnicas de controle automatizados (Corie *et al.*, 1990); e
- j) quando a vazão diminui, o reator é operado com maior tempo por batelada, isto é, menor número de bateladas por dia, sendo então viável a redução do número de aeradores, podendo-se colocar agitadores submersíveis para manter a mistura da massa líquida (Kamiyama, 1989).

Desvantagens:

- a) a taxa de consumo de oxigênio no começo da fase de reação pode ser muito alta, fazendo com que a demanda de oxigênio seja maior que a capacidade máxima do sistema de aeração (Irvine e Richter, 1976);
- b) nos sistemas de tanques múltiplos há necessidade de mais equipamento, como válvulas de controle, misturadores, controladores de níveis e de tempo com microprocessadores (Arden e Lockett, 1914);
- c) há consumo de energia durante toda a vida útil do projeto (Arden e Lockett, 1914); e
- d) o RSB tem por característica básica uma descarga concentrada do efluente tratado nos corpos d'água.

3.6 Microfauna existente nos processos biológicos de tratamento

Existe um número grande de microorganismos presentes no lodo dos processos biológicos de tratamento que incluem bactérias, vírus, fungos, protozoários, metazoários, larvas de moscas, etc. Neste trabalho, a observação da microfauna limitou-se aos protozoários e metazoários.

3.6.1 Identificação dos protozoários

São organismos unicelulares, ou vivem em colônias de células semelhantes, com tamanho geralmente microscópico, existindo mais de 65000 espécies observadas. Sua classificação é feita com base na morfologia, juntamente com seu meio de locomoção e alimentação.

Embora exista um número muito grande de protozoários que pode ser observado no processo de lodos ativados, limitou-se aqui descrever apenas os grupos taxonômicos representados pelos flagelados, ciliados e amebas, pelo seu maior valor como indicador deste processo.

a) Protozoários flagelados (*Sarcomastigophora*)

Os flagelados possuem, em geral, o corpo em forma oval, longo ou esférico, e movem-se através de um ou mais flagelos. Quando possuem dois flagelos, um deles projeta-se para trás, enquanto o outro vai para frente. Frequentemente os flagelos são maiores que o próprio corpo dos flagelados. O tamanho dos flagelados é bem menor que o dos ciliados.

Flagelados pequenos como *Bodo sp*, *Polytoma sp* e *Tetramitus sp*, normalmente dominam a microfauna durante a partida da estação de tratamento, quando a formação de flocos por bactérias é ainda escassa. Eles se alimentam de bactérias dispersas e, com o passar do tempo são substituídos pelos ciliados. Quando presentes em grande quantidade, são associados a má performance da depuração biológica, motivada pela pouca aeração do lodo ou pela alta carga, ou ainda pela presença de substâncias fermentativas (Poole, 1984).

Normalmente, a atividade dos flagelados no lodo é reduzida devido a predação de outros protozoários ou metazoários (Task Force on Wastewater Biology, 1995).

São agrupados em duas classes diferentes:

- i) *Phytomastigophorea* - são aqueles capazes de alimentar-se autotrofica e heterotroficamente, sendo classificados também como algas. Exemplos: *Euglena*, *Volvox sp*, *Oicomonas sp*. Estes flagelados possuem entre 2 e 4 flagelos. Alguns vivem em colônias, outros, sozinhos (como células). São comuns em filtros, lagoas de oxidação e lodos ativados.
- ii) *Zoomastigophoros* - são heterotróficos restritos e estão presentes em maior número nas estações de tratamento de esgoto, sendo classificados como animais. Muitos são parasitas em animais. Alguns têm um grande número de flagelos estando entre 2 a 20, enquanto outros locomovem-se apenas com um único flagelo.

b) Protozoários ciliados (*Ciliophora*)

Estes protozoários apresentam mais espécies que os flagelados e amebas, estando em torno de 7000 o número de espécies descritas.

São caracterizados por possuírem cílios ao redor do corpo, que servem, a princípio, para a sua locomoção. Estes cílios também servem, em algumas espécies, para ajudar na alimentação. A captura do alimento é realizada através do turbilhamento do meio provocado pelos batimentos ciliares, encaminhando as partículas para a abertura denominada citostoma.

Os ciliados possuem forma regular (oval, alongada, esférica) ou variada, mudando com o ambiente ou idade, em algumas espécies. Alguns microorganismos possuem fibrilas contrácteis, funcionando como músculos e outras destinadas à condução de estímulos sensoriais ou nervosos (Storer e Usinger, 1978).

Apresentam dois tipos de núcleos, um grande (macronúcleo) e um pequeno (micronúcleo), além de apresentarem organelas (Storer e Usinger, 1978). O número, forma e posição do macronúcleo dentro da célula, são importantes para

diagnosticar as suas características. Os micronúcleos são, em geral, difíceis de observar em animais vivos, mas não têm importância para a identificação.

A reprodução pode ser assexuada por divisão binária. Quando a reprodução for sexuada, ela ocorre por fusão de gametas ou por conjugação.

Estes indivíduos diferem quanto ao comprimento total e outros aspectos, incluindo a variação da idade, variações ocasionais devido aos fatores ambientais e variações herdadas por fatores genéticos (Storer e Usinger, 1978).

Os ciliados subdividem-se em fixos, rastejantes e livres, classificação esta baseada em sua locomoção e arranjo de suas cílios.

i) Protozoários ciliados fixos (*Peritrichia*)

São protozoários em forma de sino, possuindo cílios utilizadas na sua alimentação, sendo ligadas ao floco por uma haste que serve como apoio. Citam-se *Opercularias sp*, *Vorticellas sp*, *Epistylis sp*.

São dominantes devido a sua forma diversificada de alimentar-se, podendo representar cerca de 80% das espécies presentes. Ocorrem em situações de transição numa estação de tratamento. Algumas espécies de *Vorticella sp* e *Opercularia sp* podem sobreviver, e crescer em estações sujeitas a falta de oxigênio e a presença de produtos tóxicos (Madoni, 1984).

ii) Protozoários ciliados rastejantes (*Spriotricha*)

Estes ciliados possuem o corpo achatado. A cília responsável pela alimentação é bem mais desenvolvida que as demais. Alimentam-se de partículas que aderem levemente ao floco, e mudam a alimentação com frequência (Eikelboom e Van Buijsen, 1981). Citam-se *Aspidiscas sp*, *Stentor sp* e *Euplotes sp*.

Estão presentes em alta densidade. Sua presença diminui com o aumento da carga de lodo (Curds e Cockburn, 1970).

iii) Protozoários ciliados livres (*Holotrichia*)

São ciliados de vida livre que possuem um arranjo de suas cílios uniformemente distribuídas ao redor do corpo. Incluem-se *Paramecium sp* e *Litonotus sp*.

Eles são abundantes na fase de implantação do processo de lodos ativados quando os flocos são escassos e, portanto, os ciliados livres estão competindo com os flagelados por bactérias dispersas. Sobrevivem melhor que outros microorganismos quando existem substâncias tóxicas e falta de oxigênio.

iv) Suctoria

Estes protozoários possuem cílios no início da vida, quando estão na sua forma livre, vindo mais tarde a perdê-las e desenvolvendo então uma haste quando adultas, alimentando-se por tentáculos através da sucção da matéria orgânica. Citam-se *Acineta sp* e *Podophyra sp*.

c) Amebas (*Rhizopoda*)

As amebas caracterizam-se, primeiramente, por possuírem a habilidade de mover-se por meios de pseudópodes, que são organelas transitórias, constituídas por simples prologamentos protoplasmáticos que se formam em qualquer ponto da célula. Estes pseudópodes são saliências temporárias das células que não tem parede celular rígida.

O pseudópodo não é somente utilizado para a locomoção, mas também para a captura de partículas alimentares, as quais são envolvidas por duas dessas organelas, dando origem a um vacúolo alimentar (Branco, 1978).

A estrutura da ameba é composta de uma massa de protoplasma clara, incolor, gelatinosa, variando de tamanho entre 50 a 400 μm . O núcleo não é visível. A velocidade com que estas células movimentam-se é, geralmente, tão baixa que, freqüentemente, parecem não estarem movendo-se.

A alimentação das amebas inclui outros protozoários, algas, rotíferos, pequenos flagelados e ciliados (Storer e Usinger, 1978). O alimento é absorvido por meio de pseudópodes, sendo que as amebas têm a capacidade de selecionar seu alimento.

Algumas amebas possuem um tipo de concha, conhecidas como carapaça, que pode ser secretada pelo próprio animal ou formada de partículas retiradas do meio. Estas conchas não cobrem todo o corpo, mas facilitam a formação de pseudópodes, usados para a alimentação e locomoção. As amebas que não possuem este tipo de concha, são chamadas amebas nuas, ou *Amoeba*.

As amebas que possuem carapaças são representadas por três gêneros: *Arcella sp*, *Diffugia sp* e *Euglypha sp*. Dominam em lodo caracterizado por carga orgânica baixa, tempo de retenção hidráulico longo e alta concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração (Madoni *et al.*, 1993; Poole, 1984). Sob estas condições a qualidade do efluente é excelente e a eficiência da estação é alta.

As amebas encontradas no tratamento de esgotos são representadas por dois grupos:

- i) *Rhizopoda*: podem ser nuas ou com carapaça, sendo igualmente representadas nos processos de tratamento. As que possuem carapaça contêm proteínas, silicose ou calcáreo.
- ii) *Actinopoda*: são geralmente esféricas e possuem fibras centrais temporais compostas por microtubos. Os membros deste grupo podem ter material mineral composto por sílica ou sulfato.

A Fig. 3.3 apresenta uma microfotografia realizada durante o experimento onde podem ser vistos ciliados fixos e uma ameba.

3.6.2 Nutrição dos protozoários

Os protozoários apresentam quatro meios de alimentação.

a) Fotoautotrofismo

Este modo de alimentação é apresentado por aqueles protozoários capazes de produzir seu próprio alimento através da síntese orgânica.

b) Heterotrofismo

Os microorganismos com este tipo de alimentação, utilizam-se da matéria orgânica através de difusão ou transporte ativo, vindo a competir com as bactérias heterotróficas.

c) Fagocitose

Esta capacidade é apresentada por aqueles que formam um vacúolo alimentar ao redor do alimento. Não envolvem competição direta com bactérias, que são incapazes de ingerir partículas.

d) Predação

É a característica apresentada por aqueles que alimentam-se de bactérias, algas, outros ciliados e flagelados.

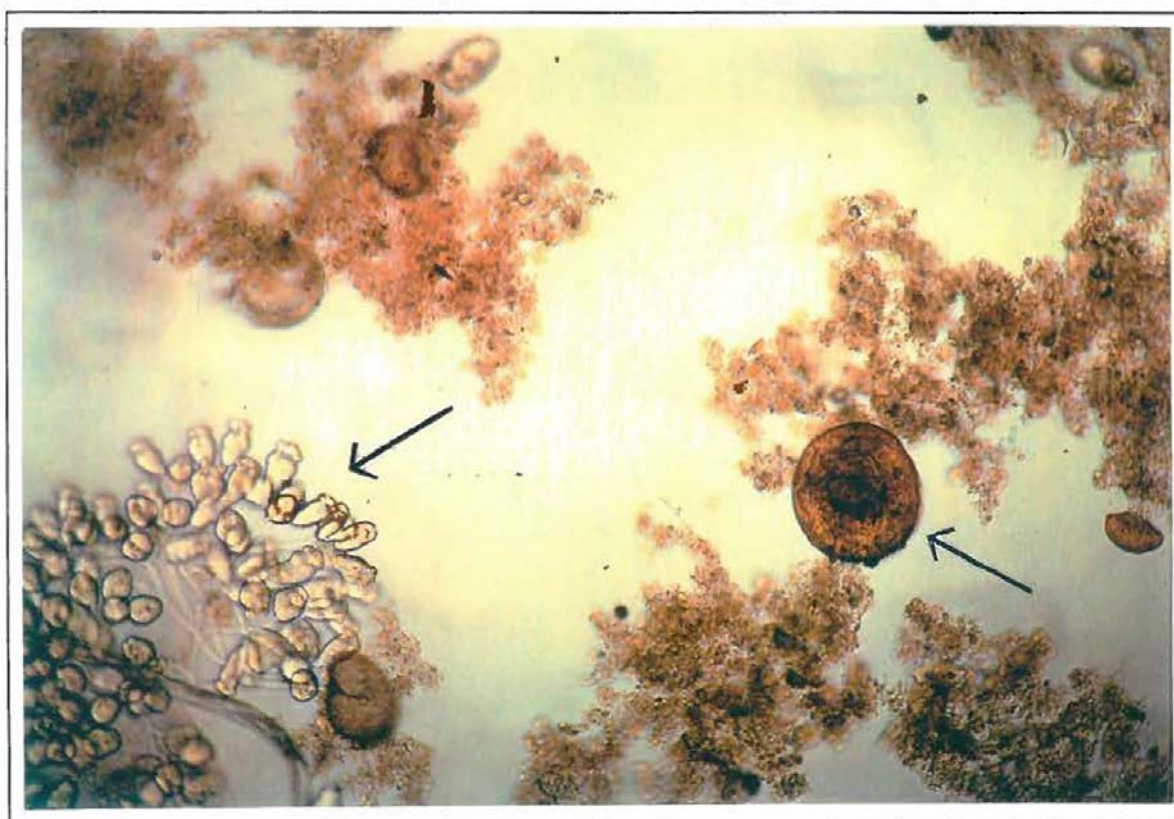


FIGURA 3.3: *Epistylis plicatilis* (à esquerda) e ameba (à direita) observadas durante o experimento com um aumento de 100 vezes

3.6.3 Identificação dos metazoários

São animais multicelulares que apresentam o corpo com muitas células, geralmente, dispostas em camadas ou tecidos. Neste trabalho estudaram-se dois grupos de metazoários: os rotíferos e os nematódeos.

a) Rotíferos (*Rotatória*)

O corpo possui tronco e cauda afilada, que está freqüentemente articulada, com pés tendo as glândulas adesivas para a fixação; a extremidade anterior, com disco troncal contendo cílios, é usada para a locomoção e alimentação (Storer e Usinger, 1978). O tipo de tronco é uma das características utilizadas para identificar os rotíferos.

Possuem o comprimento do corpo entre 100 - 500 μm (Eikelboom e Van Buijsen, 1981). O corpo pode ser delgado (*Rotaria neptunius*), largo (*Macrochaetus*), em forma de saco (*Asplanchna*), achatado (*Ascomorpha*) ou esférico (*Trochosphaera*).

Existem 1700 espécies de rotíferos de vida livre, mas algumas são fixas em tubos protetores. O nome da classe refere-se aos cílios vibratórios da extremidade anterior do corpo. Esta área ciliada, a ausência de cílios externos em outros lugares e os movimentos da faringe mastigadora, distinguem os rotíferos. Existem duas classes, os *Monogononta* que predominam nas lagoas de oxidação e *Digononta* que estão presentes no processo de lodos ativados.

Os sexos são separados e a reprodução é por partenogênese ou sexuada. Na maioria dos casos, a reprodução por partenogênese constitui mais regra do que exceção sendo que os machos são relativamente raros e, em várias espécies, permanecem desconhecidos. Em algumas espécies, a fêmea carrega os ovos presos ao seu corpo (Branco, 1978; Storer e Usinger, 1978; Curds, 1982).

A função principal dos rotíferos é a estabilização de matéria orgânica no esgoto, incluindo a decomposição desta, fornecendo a penetração de oxigênio e a reciclagem de nutrientes minerais.

A Fig. 3.4 apresenta um rotífero observado durante o experimento, entre outros microorganismos.

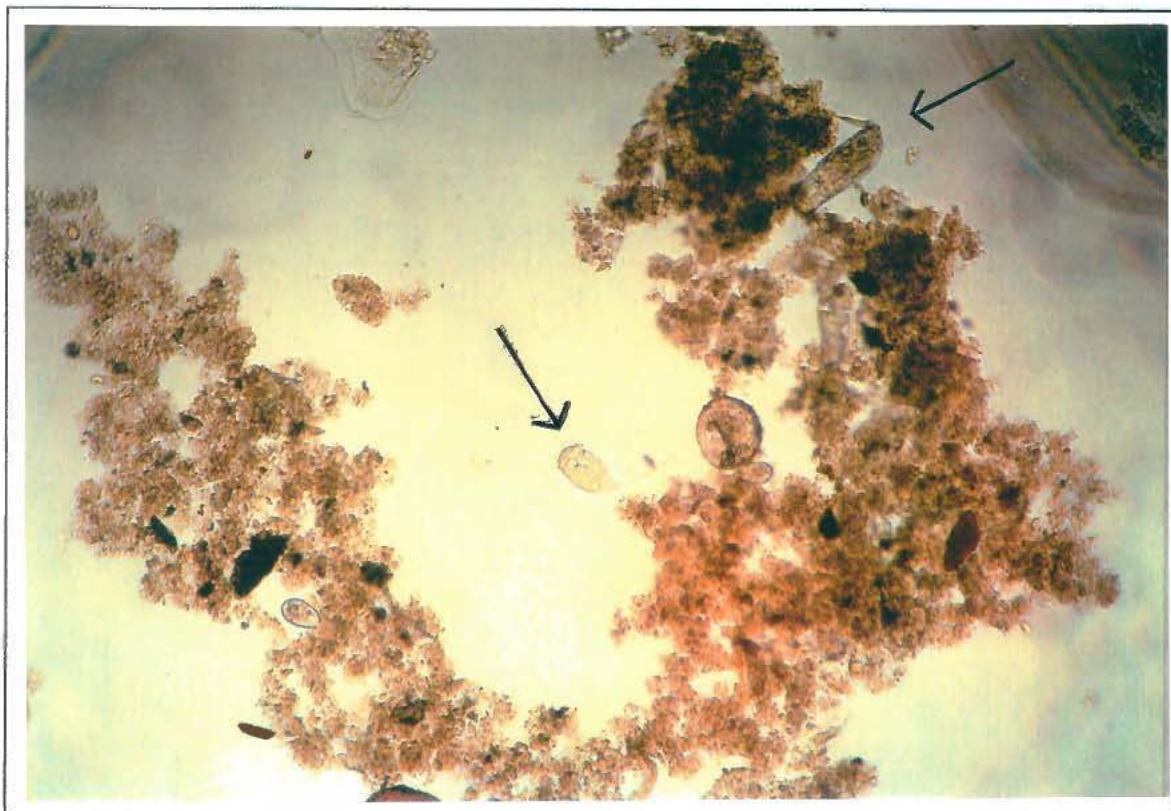


FIGURA 3.4: *Vorticella sp* (no centro) e Rotífero (acima) observados durante o experimento com um aumento de 100 vezes

b) Nematódeos (*Nematelmintos*)

Apresentam o corpo cilíndrico, delgado, freqüentemente afilado nas extremidades, sem segmentação ou cílios; coberto com uma cutícula dura. Contam somente com músculos longitudinais, produzindo movimentos de flexão, mas não para alongamento ou contração. Possuem um anel anterior e seis cordões nervosos longitudinais na cabeça.

Os nematódeos apresentam formas macroscópicas em tamanho, com o comprimento do corpo variando de 500 a 3000 μm (0,5 a 3 mm), sendo bem maiores que os protozoários. Possuem trato digestivo completo e reto; sem músculos circulares.

Sua reprodução geralmente é sexuada. Os sexos são separados, macho com cloaca e usualmente com uma ou duas espículas copuladoras; fêmea sem cloaca. Entretanto, alguns são partenogênicos, com a fêmea produzindo ovos diplóides. O ciclo de vida consiste de estágios de ovo, larva e vida adulta.

Os nematódeos são amplamente distribuídos e freqüentemente dominam o habitat aquático e terrestres, sendo de vida livre no solo, na água ou no esgoto, ou parasitas no homem (Branco, 1978). Como exemplo estão *Ascaris*, *Lombriga*, *Necator*. Existem cerca de 1200 espécies. São constituídos por duas classes: *Diplogasteroidea* e *Rhabditoidea*.

Woombs *et al.* (1987), observou que os nematódeos mais abundantes em lodos ativados são o *Monochooid striatus*. Além destes ainda citam os nematódeos *Pelodera chitwoodi*, *Rhabdon tolaimus*, *Rhabditis curvicaudata*, entre outros.

A identificação é baseada em características anatômicas, como a forma da boca e esôfago, modificação da boca, cutícula e forma anterior e posterior do corpo.

Os nematóides podem causar problemas, pois constituem reservatórios de bactérias, inclusive patogênicas, que ficam em seu interior (Branco, 1978).

Embora a ocorrência de nematódeos seja abundante nos processos de purificação, seu valor indicativo é limitado, devido, principalmente, ao fato de que a presença de nematódeos não é conclusivamente ligada a eficiência do processo. Os nematódeos de vida livre não são considerados indicadores de poluição fecal, pois eles estão presentes em pequeno número no esgoto.

Curds (1982) afirmava que no processo de lodos ativados, foi verificado que a função dos nematódeos é insignificante. Porém, foi lhes atribuída a função de estabilização dos esgotos e lodo. Os pesquisadores comentaram que os nematódeos permitem que o oxigênio penetre nos filtros em camadas mais profundas, e aumentam a atividade microbiológica, já que degradam a matéria orgânica e controlam o crescimento bacteriano. No lodo, permitem uma maior difusão do oxigênio, aumentando a atividade microbiológica e a recirculação de nutrientes (Task Force on Wastewater Biology, 1995).

3.6.4 Nutrição dos metazoários

Os rotíferos alimentam-se de algas unicelulares, plantas, protozoários, rotíferos menores e bactérias. Nas lagoas a alimentação predominante são os fitoplancton ou algas.

As condições alimentares aparecem como sendo o maior fator para o crescimento de nematódeos em estações de tratamento de esgoto. Há dois tipos de

alimentação. Em geral, os nematódeos nutrem-se de bactérias, como é o caso dos membros da subfamília *Rhabditinae*, enquanto outros são predadores, ingerindo pequenas algas, fungos e protozoários (Curds, 1982). Porém, estes são em pouca quantidade. Ainda existem os predadores facultativos, por exemplo a subfamília dos *Mononchoides*, *Fictor* e *Butlerius*.

Nematódeos livres são capazes de ingerir bactérias patogênicas e entovírus.

3.6.5 Fatores que afetam a composição da microfauna em processos biológicos de tratamento de esgoto

a) Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é reconhecido como o mais importante fator que determina a presença, ou ausência, das espécies de protozoários e metazoários encontrados no lodo ativado.

A concentração recomendada é a partir de 2 mg/l (Curds, 1982). Muitos protozoários podem sobreviver sem oxigênio por um período limitado, mas com comprometimento da sua atividade e metabolismo.

b) Alimentação

A composição do substrato é um dos fatores decisivos que regula a predominância de um grupo de microorganismos sobre outros.

c) Temperatura

Em geral, a atividade dos organismos é afetada pela temperatura, e protozoários e metazoários não são exceção. Verificou-se que a taxa de crescimento aumenta com temperaturas elevadas (Curds, 1982). A temperatura é capaz de afetar o metabolismo dos microorganismos e modificar a eficiência na atuação destes na purificação do esgoto.

No inverno, a atividade da microfauna é afetada quando a temperatura for menor que 9°C e no verão quando a temperatura for maior que 19,5°C (Curds, 1982).

Existem algumas espécies mais resistentes, segundo Curds (1982). São elas *Ameba proteus* (35 - 45°C); *Chilodonella cucullulus* (35 - 39°C), *Colpoda cucullus* (35 - 39°C); *Euplotes patella* (32 - 35°C).

d) Íon H⁺ e CO₂

O pH é um fator limitante para o crescimento ou sobrevivência de algumas espécies de microorganismos em particular.

Cramer e Wilson (1928) apud Curds (1982), consideraram a faixa de pH ótimo entre 7,2 - 7,4. Em lodos ativados, o pH varia entre 6-8, sendo que muitos protozoários possuem uma faixa ótima acima desta.

O pH está ligado a concentração de dióxido de carbono e a alcalinidade do esgoto. O dióxido de carbono é uma fonte de carbono para a fotossíntese de flagelados, mas também é tóxico em altas concentrações, podendo limitar a distribuição de ciliados.

e) Luz

A fonte de energia para microorganismos fotossintéticos é limitada em alguns processos. No entanto, não há maiores problemas porque a microfauna fotossintetizante é pouco encontrada em lodos ativados (Curds, 1982).

f) Esgotos tóxicos

Várias concentrações de algumas substâncias inibem o tratamento biológico, sendo a toxicidade, em muitos casos, dependente de outros fatores do meio como pH, OD, temperatura e outros compostos tóxicos. Entre estes compostos encontram-se os metais pesados, pesticidas e detergentes que afetam os protozoários e os metazoários (Curds, 1982).

g) Incidência sazonal

A diversidade da população é maior na primavera e no verão. *Bodo sp*, *Chilodonella sp* e *Urotrichia sp* são encontradas durante os meses de inverno (Curds, 1982).

Ameba proteus, *Arcella sp* e *Podophrys sp* são encontradas na primavera e no máximo no outono. *Litonotus sp* e *Uronema sp* são limitados no verão; *Oxytrichia sp* e *Euglypha sp* encontram-se no outono (Curds, 1982).

h) Taxa de escoamento

A taxa de escoamento não afeta somente a taxa de diluição, mas também a velocidade do líquido das unidades de tratamento. Indiretamente ela pode afetar a microfauna (Task Force on Wastewater Biology, 1995).

i) Outros

Entre outros fatores que podem afetar a microfauna estão clima, turbulência durante a fase de aeração, salinidade, concentrações elevadas de amônia e ácido sulfúrico.

3.6.6 Microfauna como indicadora da eficiência do processo de tratamento

Diversos cientistas começaram a notar em suas pesquisas sobre a microfauna existente no lodo ativado, que os protozoários e metazoários são importantes, pois estão relacionados com o desenvolvimento do processo utilizado e sua eficiência.

Johnson, em 1914, foi um dos primeiros que começou a pesquisar os protozoários e metazoários existentes no lodo ativado, sugerindo que estes contribuem para a purificação do esgoto, reportando uma lista de diferentes espécies em estações de tratamento sob condições diferentes. Em 1928, Arden e Lockett descreveram comunidades de protozoários presentes no lodo, associados com a eficiência das estações de tratamento estudadas.

Curds (1982), observou a microfauna existente em processos biológicos aerados, em filtros percolados e lodos ativados, concluindo que o uso dos protozoários como indicadores da qualidade do efluente é promissor e de um valor prático.

Al-Shawani *et al.* (1991), investigou a composição da microfauna, presente em uma ETE, em Pudsey, tratando esgoto doméstico e mais tarde extendendo para uma ETE que tratava esgoto industrial e doméstico em Knostrop, ambas localizadas

em Leeds, Inglaterra. Durante a pesquisa foi realizada a análise qualitativa e depois a quantitativa em célula de Sedgwick-Rafter (S-R) para as duas estações. Juntamente com a observação da microfauna foram realizadas análises físico-químicas de DBO, SST, SSL, nitrito, nitrato, amônia e o índice volumétrico de lodo (IVL). Foi possível correlacionar o controle da qualidade final do efluente com a performance das estações de tratamento e as condições de operação de acordo com a distribuição de espécies.

A função que os protozoários possuem, no processo de lodos ativados, está relacionada a capacidade de assimilarem diretamente a matéria orgânica, e ingerirem bactérias e fungos, inclusive bactérias que causam doenças como cólera, tifóide ou desintéria (Curds, 1969). Além disto, evidências sugerem que os protozoários têm uma função maior na clarificação final do efluente, devido a predação de bactérias livres e por estarem ligados diretamente com a formação de lodo, por causar ou aumentar a floculação através das suas "secreções" produzidas (Curds, 1982). Os protozoários não permitem que as bactérias atinjam, no esgoto, um número tal que cause o acúmulo de produtos tóxicos ou escassez de nutrientes, mantendo-as na fase de crescimento logarítmico, na qual as mesmas são mais produtivas (Branco, 1978).

No lodo ativado, os componentes bióticos são representados pelos decompositores (bactérias, fungos), que consomem a matéria orgânica dissolvida em águas residuárias, e por consumidores (flagelados, ciliados, amebas e metazoários pequenos) que alimentam-se de bactérias dispersas e outros organismos (Madoni, 1994a).

As relações de competição e predação criam oscilações e sucessões de populações até que uma dinâmica estável seja alcançada. Esta dinâmica é de grande importância para compreender a função dos protozoários e metazoários como indicadores da eficiência de uma estação de tratamento. As mudanças na comunidade da microfauna em respostas as mudanças das condições de operação estão ligadas em particular, com a idade do lodo, nitrificação, razão alimento/microorganismo e oxigênio dissolvido (Curds, 1982; Poole, 1984; Madoni *et al.*, 1993)

A sucessão da microfauna no lodo normalmente segue um padrão, conforme mostra a Fig. 3.5. O aumento de uma espécie em particular, seguida por seu

declínio, pode ser explicada através da fonte de alimento existente no meio. Na partida de uma estação de tratamento, o meio apresenta uma DBO alta, as bactérias estão em menor número e as amebas podem ser observadas. Estes microorganismos são ineficientes para competirem por alimento e só são observados na partida de reatores se os compostos tóxicos fazem-se presentes.

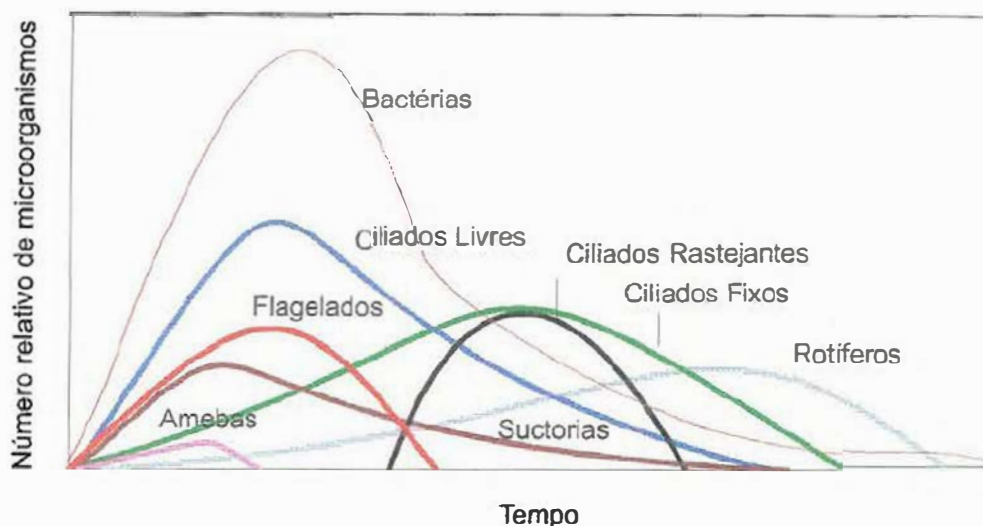


FIGURA 3.5: Crescimento relativo dos microorganismos no lodo ativado (Metcalf e Eddy, 1991, modificada)

Com o aumento das bactérias, as amebas são substituídas pelos flagelados que são seres capazes de competir por alimento mais eficientemente que as amebas. Devido a estes microorganismos serem bastante ativos, eles requerem mais energia para manter estável a sua população. Eles estão associados normalmente com esgotos contendo altas concentrações de matéria orgânica, onde o alimento é abundante. A presença de flagelados não permite uma boa sedimentação do lodo, acarretando um efluente turvo.

Horasawa (1950) apud Al-Shawani *et al.* (1991), observou que, com o tempo, os flagelados diminuíam dando lugar aos ciliados. A presença de ciliados livres indica um lodo ativado com um grande número de bactérias e uma boa remoção de DBO. Como há pouca DBO remanescente, as bactérias tornam-se o alimento predominante, surgindo os ciliados fixos e rotíferos. Os ciliados fixos requerem uma menor quantidade de energia, já que estão fixos ao floco.

Se o processo tiver prosseguimento, o sistema pode atingir graus de estabilidade ainda mais elevados, com o desaparecimento dos próprios ciliados fixos, que serão substituídos por rotíferos, nematóides e até mesmo larvas de insetos que se alimentam de restos de bactérias mortas, flocos, etc (Branco, 1978).

Os rotíferos consomem uma grande quantidade de bactérias ajudando a manter a população e a taxa de crescimento estáveis. Conseqüentemente a turbidez do efluente secundário é reduzida, já que eles são consumidores de bactérias dispersas. Reduzem a DBO e por viverem nos tanques de aeração controlam a formação de zonas anaeróbias.

Quando a concentração de OD é elevada e há bastante alimento, os nematódeos encontram-se presentes devido, principalmente, a sua grande mobilidade e resistência a cloração. O ciclo de vida dos nematódeos é maior que a idade do lodo, portanto uma maior idade do lodo permite uma maior reprodução.

O diagrama de sucessões da microfauna nem sempre é seguido a risca. Existem algumas exceções, como por exemplo: o aparecimento de amebas em fases mais avançadas, com o lodo já formado; a presença de ciliados livres, sistematicamente, logo que o número de bactérias seja elevado e antes da formação dos primeiros flocos; após o aparecimento de bactérias mortas, em que várias substâncias orgânicas são novamente postas em liberdade no meio, verifica-se o aparecimento de grande número de flagelados muito pequenos, ao lado de grandes ciliados livres que se alimentam destes e de outras partículas.

Quando a composição da microfauna é dominada por um grupo ou uma espécie, existe a tendência de que fatores limitantes estejam impedindo o desenvolvimento da maioria das outras espécies, e favorecendo o crescimento de formas mais tolerantes para estes fatores. As limitações mais comuns são geralmente a ocorrência de carga de choque tóxica, descarte excessivo de lodo, falta de aeração, etc (Curds *et al.*, 1968; Kinner e Curds, 1987; Salvadó, 1993).

A taxa de escoamento e o descarte de lodo podem afetar profundamente os protozoários no processo de lodos ativados. Qualquer organismo que retorne ao tanque de aeração ou permaneça no sistema, caso dos RSB, têm uma maior chance de sobrevivência. Protozoários que fixam-se aos flocos, tais como os ciliados fixos, são normalmente dominantes, enquanto que os ciliados livres tendem a ser lavados do sistema, no caso de baixo tempo de retenção do lodo (Task Force on

Wastewater Biology, 1995). Os ciliados fixos, mesmo com tempo de retenção do lodo baixo, continuam presentes. Quando da ocorrência de baixas concentrações de OD, existe uma tendência de *Vorticella sp*, *Carchesium sp* e *Epistylis sp* serem substituídas por *Opercularia sp*.

O tipo do processo biológico empregado, também interfere no tipo de microfauna predominante. Amebas e flagelados encontram-se em geral na superfície dos filmes biológicos (Task Force on Wastewater Biology, 1995).

Análises estatísticas, aplicadas ao estudo da microfauna e variáveis físico-químicas, no tratamento de lodos ativados, mostram que o número e a diversidade da microfauna são funções da qualidade do efluente e das condições de operação da estação (Curds, 1982; Salvadó, 1993).

Curds (1982), propôs uma classificação da qualidade do efluente, baseado nas observações de outros autores:

- efluente pobre: aparecem protozoários livres que obtém seu alimento da matéria em suspensão ou solução;
- efluente intermediário: inicialmente caracterizado pela presença de protozoários capazes de nadar livremente bem como dos rastejantes, obtendo alimento da matéria em suspensão e material absorvido na superfície do floco; e
- efluente bom: são encontrados microorganismos de hábitos fixos ou rastejantes.

Horan, em 1989, apresentou uma lista de diferentes situações onde é possível relacionar o valor indicador de protozoários, com a operação da estação de tratamento por lodos ativados, conforme mostrado na Tab. 3.6.

TABELA 3.6: Relação entre a observação de protozoários e o funcionamento da estação de tratamento no processo de lodos ativados

OBSERVAÇÃO DE PROTOZOÁRIOS	VALOR INDICADOR
1. Ciliados fixos estão presentes em números apreciáveis. Ciliados rastejantes também estão presentes, mas são poucos; sem a presença de flagelados.	Lodo bom e maduro resultando numa 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 final do 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 oxigênio dissolvido devido a taxa metabólica reduzida das bactérias). Possível perda ou redução da nitrificação.
4. Todos os protozoários inativos/ausentes, exceto flagelados, cujo o número aumenta apreciavelmente.	Grave carga de choque. Define a perda de nitrificação. A concentração de oxigênio dissolvido aumenta. Efluente com sólidos suspensos alto.
5. Todos os protozoários inativos/ausentes, incluindo 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, resultando, inicialmente, na perda da nitrificação, seguida de uma eventual perda da capacidade de tratamento.

(FONTE: Horan, 1989)

4 METODOLOGIA

4.1 Introdução

Para a realização deste trabalho foi montado, em escala de bancada, um experimento capaz de reproduzir as condições de uma estação de tratamento de esgoto. A pesquisa foi realizada no Laboratório de Tecnologias Ambientais, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em 1996.

O experimento foi dividido em duas partes, abrangendo os meses de maio a novembro. No experimento 1, manteve-se o pH próximo a sete com o objetivo de acelerar a ocorrência da nitrificação em um dos reatores, enquanto que no experimento 2, foi feita uma comparação do processo de nitrificação com um dos reatores sendo controlado pela idade do lodo e o outro, pela concentração de sólidos no lodo fixada em 4000 mg/l.

As análises físico-químicas realizadas foram idênticas para os dois reatores, obedecendo um cronograma semanal de coletas, durante as duas etapas.

Concomitantemente, foi feito o acompanhamento da microfauna presente no lodo, observando-se as possíveis mudanças na sua composição com as mudanças na eficiência do processo, de modo a ter-se uma variável adicional para controlar o processo de nitrificação nos reatores.

4.2 Descrição do experimento

Na realização do experimento foram utilizados dois reatores cilíndricos feitos de acrílico, tendo como medidas internas 45 cm de altura e 15 cm de diâmetro, conforme mostrado na Fig. 4.1.

Os RSB foram operados com um volume mínimo de 2 litros, e um volume máximo de 6 litros, sendo 4 litros alimentados em cada ciclo. Cada reator era independente do outro, possuindo um tanque de alimentação, equipamentos auxiliares, tubos e conexões próprios. O tanque de alimentação tinha a capacidade de estocar o esgoto necessário para suprir os dois ciclos que ocorreriam por dia nos

RSB, de aproximadamente 8 litros para cada um. O esgoto estocado no tanque de alimentação foi mantido com agitação constante, através de um conjunto composto por misturador e controlador de velocidade, com a finalidade de manter a composição do esgoto o mais uniforme possível. Este esgoto foi adicionado aos reatores por meio de bombas peristálticas.

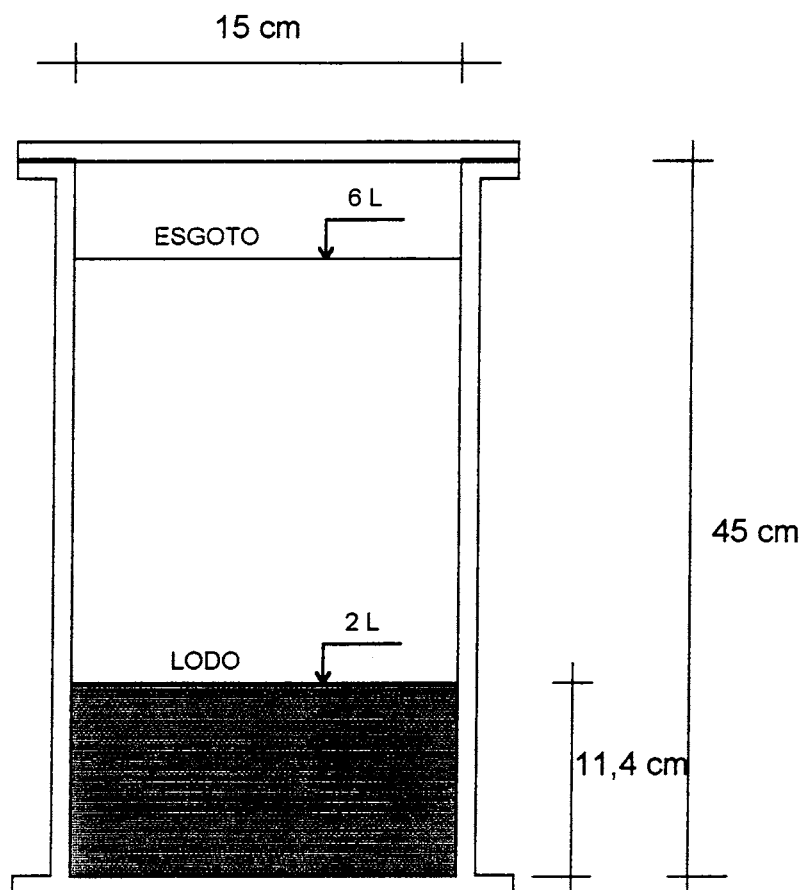


FIGURA 4.1: Dimensões dos reatores seqüenciais em batelada

Durante o processo de tratamento (fase de reação), foi mantida a mistura do esgoto com o lodo também por meio de um conjunto de misturador e controlador de velocidade, tendo-se a velocidade de rotação fixada em aproximadamente 40 rpm.

A aeração dos reatores foi realizada através de difusores de ar, situados no fundo dos reatores, para onde o ar era insuflado. O sistema de ar foi diferente para os dois experimentos. No primeiro, o ar foi fornecido através de bombas de aquário, enquanto que no segundo experimento, o ar foi introduzido dentro dos RSB por meio de compressor de ar.

O descarte do esgoto tratado foi feito manualmente, através de uma torneira lateral situada a 12 cm do fundo dos reatores. Esta operação foi feita após a fase de sedimentação.

A Fig. 4.2 mostra o experimento montado em escala de bancada.



FIGURA 4.2: RSB montados no IPH/UFRGS, em escala de bancada

4.3 Experimentos da pesquisa

4.3.1 Experimento 1

No experimento 1 foi feita uma tentativa de acelerar o início do processo de nitrificação, mantendo-se o pH próximo de 7. O experimento foi baseado nas observações de Cybis (1992), tendo este pesquisador sugerido que a manutenção do pH em torno de 7, poderia reduzir o período inicial necessário para a aclimação das bactérias nitrificantes ao seu novo meio.

Para tornar o pH próximo a 7, foi adicionado ácido sulfúrico 6N durante a fase de descanso, no primeiro ciclo do dia em um dos reatores (RSB 1), enquanto o outro reator (RSB 2) foi mantido como controle, de modo a permitir a comparação dos resultados.

Neste experimento, além das análises físico-químicas convencionais, foi observada a microfauna existente no lodo ativado.

Foram adotados dois ciclos operacionais por dia, de aproximadamente 12 horas cada um. Este protocolo foi seguido devido a experiência observada na literatura consultada.

Cada um dos ciclos diários eram compostos de cinco fases bem distintas, como visto no capítulo 3, item 3.5.2: enchimento, reação, sedimentação, descarte e descanso. A duração de cada fase do ciclo foi distribuída de acordo com os objetivos do tratamento.

Os dois ciclos, dos RSB, possuíam a mesma distribuição de tempos, conforme mostrado na Tab. 4.1.

TABELA 4.1: Duração das fases dos ciclos do experimento 1

FASES OPERACIONAIS	DURAÇÃO	AR	MISTURADOR
Enchimento	15 minutos	Ligado	Ligado
Reação	7 horas	Ligado	Ligado
Sedimentação	1 hora	Desligado	Desligado
Descarte	15 minutos	Desligado	Desligado
Descanso	3 horas e 30 minutos	Desligado	Desligado

Além das análises físico-químicas e biológicas já mencionadas antes, foi feito o acompanhamento do descarte de lodo e do volume de lodo sedimentado de modo a permitir a determinação da razão alimento/microorganismos (A/M), do índice volumétrico de lodo, da idade do lodo, do tempo de retenção hidráulico (TRH) do reator, da carga orgânica volumétrica (CO), entre outros.

Durante este experimento, o descarte de lodo nos reatores foi realizado de modo a manter uma concentração de sólidos suspensos de lodo fixada primeiramente em 3000 mg/l. Na segunda metade deste experimento, devido ao fato

de não estar ocorrendo uma nitrificação completa, a concentração de sólidos foi aumentada de 3000 para 4000 mg/l.

O descarte de lodo foi realizado através de uma porta lateral existente nos reatores, 15 minutos antes da fase de reação ser encerrada.

4.3.2 Experimento 2

Neste experimento foi verificado qual o melhor procedimento operacional para a manutenção da biomassa nos RSB, sendo testadas duas rotinas diferentes. Em um dos reatores (RSB 1) foi fixado uma idade do lodo de 30 dias, enquanto o outro reator (RSB 2) teve a sua concentração de sólidos suspensos no lodo mantida em 4000 mg/l com o objetivo de comparar a eficiência de ambos.

A escolha destas duas rotinas diferentes deveu-se a constatação de que na revisão bibliográfica realizada, alguns pesquisadores recomendam que para uma nitrificação completa deve-se adotar uma idade do lodo de 30 a 45 dias, ou uma concentração de sólidos fixada em valores de 3000 a 4000 mg/l.

O procedimento utilizado para o descarte do lodo nos reatores foi do mesmo modo que no experimento 1.

Neste experimento também foi realizada a observação da evolução da microfauna presente no lodo ativado, de modo a servir como uma variável adicional de controle para o processo de nitrificação em RSB, concomitantemente com as análises físico-químicas.

Também aqui, os RSB cumpriam com dois ciclos diários, porém o primeiro ciclo foi diferente do segundo. Esta diferenciação, em relação ao experimento 1, foi implantada por razões de adequação operacional à rotina do laboratório.

A distribuição dos tempos de cada um dos ciclos é mostrada na Tab. 4.2.

Nesta parte do experimento houve o monitoramento da temperatura ambiente na fase de descanso, antes de dar início ao primeiro ciclo diário.

Para fins de um melhor conhecimento dos fenômenos ocorrendo dentro dos reatores, foi realizado o acompanhamento de algumas variáveis durante um ciclo completo de funcionamento. A este acompanhamento temporal chamou-se "perfil".

O perfil foi feito com o objetivo de analisar o que aconteceria na fase de reação. Coletou-se 500 ml do conteúdo do reator, de uma em uma hora. As amostras coletadas foram mantidas sobre agitação constante a fim de possibilitar a coleta para a determinação de sólidos suspensos do licor e sólidos suspensos voláteis do licor, sendo o restante das amostras filtradas para que as demais análises fossem feitas.

Foram realizadas as seguintes análises físico-químicas: DQO, sólidos suspensos do licor (SSL), sólidos suspensos volatéis do licor (SSVL), pH, alcalinidade total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH_3), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3), para determinar o perfil de cada um dos reatores, assim como o balanço de massa de nitrogênio, durante este último ciclo do experimento.

TABELA 4.2: Duração das fases do primeiro e segundo ciclos do experimento 2

FASES OPERACIONAIS	PRIMEIRO CICLO	SEGUNDO CICLO	AR	MISTURADOR
Enchimento	15 minutos	15 minutos	Ligado	Ligado
Reação	7 horas	11 horas 45 min	Ligado	Ligado
Sedimentação	1 hora	1 hora	Desligado	Desligado
Descarte	15 minutos	15 minutos	Desligado	Desligado
Descanso	1 hora 15 min	1 hora	Desligado	Desligado

4.4 Procedimentos

O esgoto utilizado para a alimentação dos reatores foi trazido da estação de tratamento de esgoto (ETE) Arvoredo, do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), situada na rua Walir Zottis, no Jardim Itu Sabará, em Porto Alegre (Rio Grande do Sul), atendendo a um volume médio mensal de 2553 m³. A Fig. 4.3 apresenta uma vista da estação de tratamento Arvoredo.

A escolha de trazer esgoto desta estação deveu-se ao fato da sua composição média apresentar concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal e valores dentro da faixa típica para esgoto doméstico para matéria orgânica.



FIGURA 4.3: Estação de tratamento de esgoto Arvoredo - DMAE/POA-RS

Durante o período da pesquisa foram realizadas na ETE Arvoredo, duas coletas semanais (terças e sextas-feiras) de 60 litros de esgotos. O esgoto era recolhido após a calha Parshall, sendo acondicionado em bombonas autoclaváveis. Assim que chegava da estação era autoclavado a 121°C, durante 15 minutos para que as bactérias existentes nas bombonas não o degradassem.

Com a finalidade de manter a alcalinidade do esgoto afluente em torno de 250 a 300 mg/l, necessária para a nitrificação, acrescentou-se bicarbonato de sódio. Para tanto, media-se a alcalinidade inicial do esgoto, determinando-se a quantidade de bicarbonato que deveria ser acrescentada ao tanque de alimentação.

A limpeza do tanque de alimentação foi feita diariamente, já que sempre havia uma nova remessa de esgoto a ser colocado e este não poderia conter restos de matéria orgânica acumulada de esgoto de outro dia.

Os reatores eram limpos semanalmente de modo a manter as suas paredes limpas e livre de zonas anaeróbias que possivelmente pudessem vir a se instalar, mesmo com o aerador e o misturador funcionando durante toda a fase de reação.

4.5 Amostragem e análises físico-químicas

As coletas das amostras do afluente foram realizadas cada vez que chegava esgoto da ETE Arvoredo. Enquanto que as amostras do efluente nos reatores foram coletadas duas vezes, ou seja, cada vez que entrava um novo esgoto da ETE, eram coletadas amostras no primeiro e último dia do mesmo esgoto.

As amostras do afluente e do efluente dos reatores, destinadas a determinações de DQO, NTK e amônia foram filtradas e preservadas com 2 ml/l de ácido sulfúrico concentrado e após estocadas na geladeira a 4°C. As amostras para a cromatografia iônica foram filtradas e preservadas na geladeira a 4°C. Para as demais análises físico-químicas, as amostras eram apenas mantidas na geladeira a 4°C.

Todas as análises físico-químicas das amostras coletadas, da entrada e saída dos reatores, foram realizadas de acordo com Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 18ª edição (1992). Os métodos específicos são apresentados na Tab. 4.3.

TABELA 4.3: Análises segundo o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 18ª edição (1992)

ANÁLISES	REFERÊNCIA
Alcalinidade total	2320 B
Demanda bioquímica de oxigênio	5210 B
Demanda química de oxigênio	5220 C
Fosfato	4110 A
pH	4500 - H ⁺ B
Nitrito	4500 - NO ₂ C
Nitrato	4500 - NO ₃ C
Nitrogênio amoniacal	4500 - NH ₃ B/E
Nitrogênio total Kjeldahl	4500 - N _{org} B
Sólidos suspensos totais	2540 D
Sólidos suspensos voláteis	2540 E
Nitrogênio orgânico	4500 - N _{org} B
Temperatura	2550 B

Neste trabalho todos os resultados das análises de nitrito, nitrato e amônia estão expressos como nitrogênio, e os resultados das análises de fósforo como ortofosfato.

4.6 Observação da microfauna

Juntamente com as análises físico-químicas anteriormente mencionadas, durante as duas etapas deste experimento, foi feito o acompanhamento da microfauna presente no lodo ativado.

A identificação dos microorganismos foi feita através de chaves referenciadas por alguns pesquisadores conforme a Tab. 4.4. A contagem dos protozoários e metazoários presentes no lodo foi realizada com ajuda da célula de Sedgwick-Rafter, conforme procedimento número 10200-E/F do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 18ª edição (1992).

Para a descrição e contagem da microfauna, utilizou-se uma magnitude de 125 vezes, em um microscópio da marca Zeiss-Jenaval, modelo 30-G0020C. A célula de Sedgwick-Rafter apresenta um reticulado, sendo o seu volume conhecido (1 ml). Dessa forma, pode-se utilizar esse volume para determinar a concentração de microorganismos.

TABELA 4.4: Bibliografias utilizadas para a identificação de protozoários e metazoários

Pesquisador	Protozoários			Metazoários	
	Ciliados	Flagelados	Amebas	Rotíferos	Nematódeos
Martin (1968)	x	x	x		
Curds (1969)	x				
Eikelboom e Van Buijsen (1983)	x	x	x	x	x
Finlay <i>et al.</i> (1988)	x	x	x	x	
Horan (1989)	x	x			

O reticulado da célula de Sedgwick-Rafter consiste de um retângulo que possui 50 quadrados em cada faixa, sendo 20 o número de faixas. Para a contagem dos diferentes microorganismos utilizou-se somente duas ou quatro faixas do total. A utilização de quatro faixas na célula foi feita quando o lodo estava com uma densidade baixa de microorganismos. A leitura feita em duas faixas centrais foi o procedimento mais comum, quando tinham-se densidades razoáveis de microorganismos.

A densidade de microorganismos era então obtida a partir da seguinte relação:

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

onde:

- N - Densidade de microorganismos por ml;
- C - Número de microorganismos contados;
- L - Comprimento de cada faixa em mm (50 mm);
- D - Profundidade da faixa em mm (1 mm);
- W - Largura da faixa em mm (1 mm);
- S - Número de faixas contadas (2 ou 4).

As dimensões em parênteses são da célula de contagem utilizada. O valor encontrado deve ser multiplicado ainda pelo fator de enumeração, sendo 20 para duas faixas e 40 para quatro faixas, conforme o caso.

A identificação dos protozoários somente era feita para os ciliados e não para os flagelados, pois estes só podem ser identificados numa magnitude de 400 vezes, e isto era impraticável para a célula.

4.7 Utilização da estatística para análise dos dados

Esta pesquisa obteve uma série de dados que foram posteriormente analisados por meio de testes estatísticos.

Primeiramente, foi utilizado o teste de Student (t) para verificar se os dados das análises físico-químicas do RSB 1 e do RSB 2 possuíam valores semelhantes, tomando como base duas amostras com variâncias iguais ou diferentes, com um intervalo de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$). Os valores obtidos para os reatores foram testados, verificando-os que caíam ou não dentro da região de confiança (aceitação). Se os valores caíssem na região de aceitação, significava que existia uma correlação os dois reatores.

Para embasar as conclusões deste trabalho, também recorreu-se ao uso da estatística, de modo a correlacionar os resultados das análises físico-químicas com a composição da microfauna, sempre tendo em mente as variações a que o processo estivesse sujeito.

Estas relações foram obtidas por meio da técnica da regressão múltipla, onde a partir dos dados obtidos das análises físico-químicas e das observações da microfauna, resultaram equações com a seguinte forma geral:

$$Y = a_0X_0 + a_1X_1 + \dots + a_n X_n \quad (4.2)$$

onde:

Y = variável dependente (gêneros ou espécies)

X_n = variável independente (variáveis físico-químicas)

a_n = coeficientes

O agrupamento dos dados foi feito de acordo com observações encontradas na literatura, de modo que as variáveis físico-químicas expliquem o aparecimento dos gêneros observados. Entre eles estão a matéria orgânica, turbidez e, principalmente, os parâmetros do processo de nitrificação, sendo este verificado em termos da sua eficiência, consumo de alcalinidade, pH, concentrações de amônia livre e ácido nitroso livre e perda de nitrogênio.

Além das equações obtidas pela técnica da correlação múltipla foram encontrados também os coeficientes de determinação múltipla (r^2), que nos dão uma idéia do quanto as variáveis independentes (x) explicam a variável dependente (y). O teste estatístico utilizado para saber se a equação dada, a partir dos dados, seria significativa ou não é o teste de Fisher (F), (Hald, 1970). Para saber se os

dados são significativos, comparou-se o F resultante da equação e o F tabelado, para um intervalo de confiança de 95%. Se o F encontrado fosse maior que o F tabelado, significava que a equação encontrava-se na região de aceitação, onde as variáveis independentes (análises físico-químicas) justificavam o gênero ou espécie encontrada (variável dependente) dada pela equação.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Introdução

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos no transcorrer da fase experimental deste trabalho, tanto em termos de variáveis físico-químicas, quanto no que diz respeito as observações da microfauna presente no lodo ativado.

O trabalho experimental foi realizado em dois períodos diferentes, sendo que o primeiro experimento abrangeu os meses de maio a agosto, e o segundo, os meses de setembro a novembro no ano de 1996. Como nos dois experimentos os resultados foram semelhantes, tanto em termos das variáveis físico-químicas, como relativamente a microfauna encontrada, serão discutidos apenas um dos reatores em cada experimento.

O formulário utilizado para o cálculo das eficiências e para as taxas específicas da nitrificação, assim como para o cálculo da amônia livre e ácido nítrico, encontram-se nos anexos A e B, no final desta dissertação.

5.2 Experimento 1

Após um período inicial de testes, teve início o experimento 1, onde em um dos reatores, RSB 1, tentou-se acelerar o período de aclimação da nitrificação. Para isto, o pH foi mantido em torno de 7, com a adição de ácido sulfúrico 6N. O outro reator, RSB 2, foi utilizado como controle.

Sucintamente, o experimento 1 pode ser caracterizado por dois períodos distintos. O primeiro, até o ciclo 90, mostra um processo de aclimação do lodo às novas condições de laboratório, concomitantemente com o estabelecimento da nitrificação, para ao final do período apresentar sinais de inibição das nitrificantes, provavelmente em função da presença de amônia livre. Neste período, o RSB foi operado com base em uma concentração de SSL em torno de 3000 mg/l. No

segundo período, do ciclo 90 até o final, passou-se a utilizar uma concentração de SSL de, aproximadamente, 4000 mg/l de forma a aumentar a competitividade das nitrificantes em relação às heterotróficas. O período caracterizou-se inicialmente por uma recuperação da capacidade de nitrificação do sistema, passando para uma eficiência da nitrificação maior, para ao final sofrer um processo inibitório, novamente relacionado com a presença de amônia livre.

Os resultados aqui discutidos, serão os referentes ao RSB 2, já que os resultados dos dois reatores foram semelhantes. No anexo C, encontram-se os resultados das variáveis obtidas para o RSB 1.

Como visto anteriormente, no capítulo 4, Tab. 4.1, o enchimento do reator, através de uma bomba peristáltica, foi realizado em 15 minutos com aerador e misturador ligados, seguido por 7 horas de reação aeróbia, 1 hora de sedimentação, 15 minutos de descarte e 3 horas e 30 minutos de descanso até o início do próximo ciclo.

O tempo de retenção hidráulico adotado para este experimento foi de 18 horas.

A Tab. 5.1 apresenta a composição média do esgoto real afluyente utilizado no experimento 1.

O processo de nitrificação consome uma grande quantidade de alcalinidade, (ver reação 3.10), onde 7,1 gramas de alcalinidade expressa como CaCO_3 , por gramas de NH_4^+ - N oxidado são removidas. O esgoto afluyente apresentou um valor baixo de alcalinidade, sendo necessário adicionar uma quantidade de bicarbonato de sódio para elevá-la.

Na maior parte do experimento, as formas reduzidas de nitrogênio presentes no afluyente, apresentaram valores bem elevados, caracterizando-o como um esgoto doméstico forte. Os valores de DQO variaram entre 133,44 e 574,65 mg/l. A relação média de DQO:N:P do esgoto afluyente foi de 100:14,50:1,20, próxima da faixa observada por Grady e Lim (1980), que é de 100:5:1.

Esta expressiva variação na composição do afluyente, deve-se a utilização de esgoto real, tendo sido verificada uma carga orgânica volumétrica média de 0,58 kg DQO/m³.dia, com valor mínimo e máximo de 0,22 kg DQO/m³.dia e 0,96 kg

DQO/m³.dia, respectivamente. Estes valores estão acima dos obtidos para RSB por Metcalf e Eddy (1991), os quais mencionam valores de 0,12 a 0,36 DQO/m³.dia.

TABELA 5.1: Composição média do esgoto afluyente proveniente da ETE Arvoredo durante o experimento 1

Análises	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
DQO (mg/l)	349,34	113,01	133,44	574,65
SST (mg/l)	187,88	73,11	74,00	314,00
pH	8,10	0,37	7,43	8,90
Alcalinidade total antes da correção (mg/l como CaCO ₃)	140,44	24,04	75,98	182,81
Alcalinidade total depois da correção (mg/l como CaCO ₃)	230,76	30,28	158,25	278,40
Nitrogênio total (mg/l)	50,19	15,57	16,27	71,75
NTK (mg/l)	49,78	15,89	13,62	71,58
NH ₃ -N (mg/l)	31,20	11,85	3,68	58,04
Nitrogênio orgânico (mg/l)	8,32	8,18	5,36	33,84
NO ₂ -N (mg/l)	0,37	12,24	N.D.	5,04
NO ₃ -N (mg/l)	0,27	0,55	0,01	2,15
Amônia livre (mg/l)	1,29	3,09	0,11	13,87
Ácido nitroso livre (mg/l)	0,0008	0,03	N.D.	0,18
PO ₄ -P (mg/l)	5,43	2,49	0,55	11,91

OBSERVAÇÃO: N.D. = Não Detectado

Como pode ser visto na Fig. 5.1, as concentração SSL e SSVL subiram rapidamente até próximo o ciclo 90, para depois apresentarem uma tendência geral de estabilização, a partir do momento em que adotou-se uma concentração fixa de SSL de 4000 mg/l. A partir das concentrações de SSL, calculou-se a porcentagem dos SSVL, sendo este valor adotado neste trabalho para caracterizar uma maior ou menor viabilidade do lodo. Observou-se uma menor viabilidade na primeira parte do experimento, subindo de 73,44% para 83,42% após o ciclo 90.

A Tab. 5.2 mostra as principais variáveis calculadas para este reator. Para o cálculo da razão A/M foram utilizados os dados de DQO e SSL, estando os valores encontrados entre 0,05 e 0,20 dia⁻¹, dentro da faixa sugerida por Metcalf e

Eddy (1991), de 0,08 a 0,45 dia⁻¹ para RSB. As médias encontradas da razão A/M foram semelhantes tanto antes como depois do ciclo 90.

TABELA 5.2: Variáveis de controle calculadas para o RSB 2, correspondente ao experimento 1

Variáveis do RSB 2	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
A/M (dia ⁻¹)	0,14	0,05	0,05	0,20
IVL (ml/g)	60,67	13,68	56,84	80,97
SSL (antes do ciclo 90)	3036,00	593,22	2000,00	3896,00
SSVL (antes do ciclo 90)	2209,20	508,37	1208,00	2756,00
SSL (após o ciclo 90)	3798,00	410,66	2932,00	4160,00
SSVL (após o ciclo 90)	3170,50	381,85	2360,00	3536,00

Curds e Hawkes (1983) comentam que valores do índice volumétrico de lodo (IVL) abaixo de 100 são satisfatórios, correspondendo a uma boa sedimentação do lodo. A primeira parte do experimento apresentou um valor médio de 50,56 mg/l, enquanto a segunda parte teve um valor médio de 50,42 mg/l, demonstrando boas condições de sedimentação apresentadas durante todo o experimento.

A partir das concentrações de SSL apresentadas na Fig. 5.1, foi calculada uma pseudo idade lodo do RSB, apresentando um valor médio até o ciclo 90 de 15 dias, e 39 dias, depois do ciclo 90. Aumentou-se a idade do lodo após o ciclo 90 na tentativa de beneficiar o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. Deve-se ressaltar que a idade do lodo tem pouco significado quando trata-se de processo em batelada, tendo em vista que esta variável foi desenvolvida para a cinética de processos contínuos em regimes em equilíbrio.

A composição média das principais variáveis físico-químicas do esgoto efluente do RSB 2, encontra-se na Tab. 5.3.

Na Fig. 5.2 pode ser verificada a performance do reator em termos de DQO.

A remoção de DQO média até o ciclo 90 foi de 55%, sendo que no segundo período houve uma maior remoção, em torno de 73%, provavelmente, devido ao estabelecimento do processo mais estável.

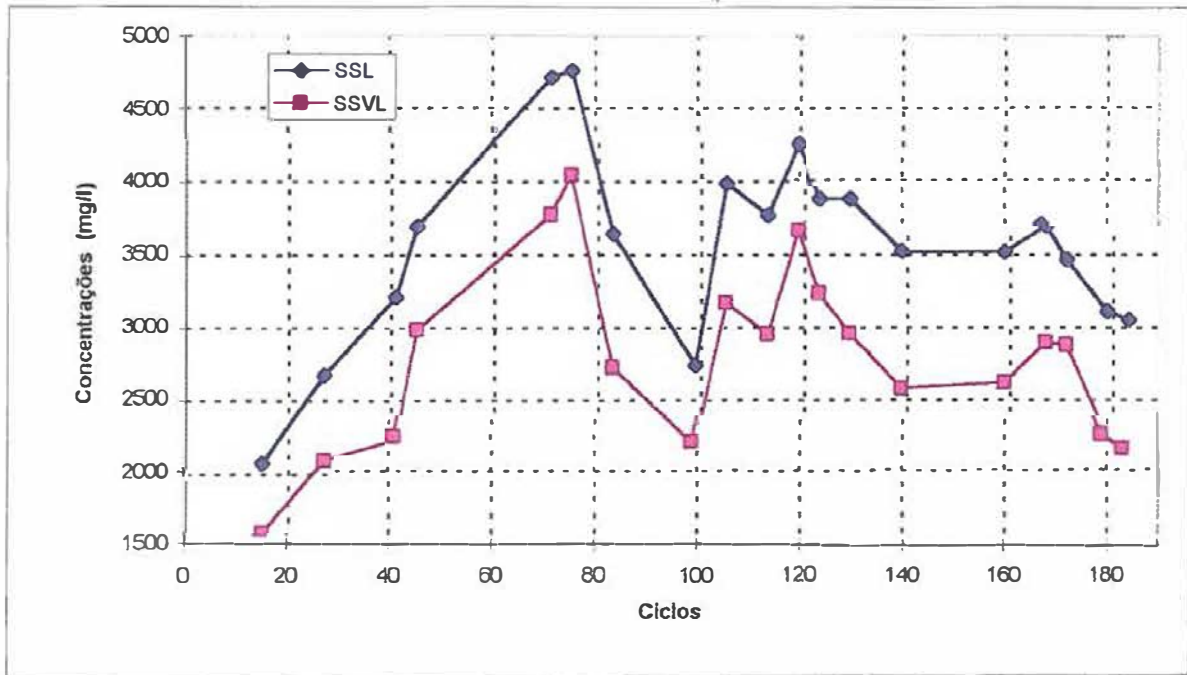


FIGURA 5.1: Sólidos suspensos e voláteis do licor no RSB 2 / experimento 1

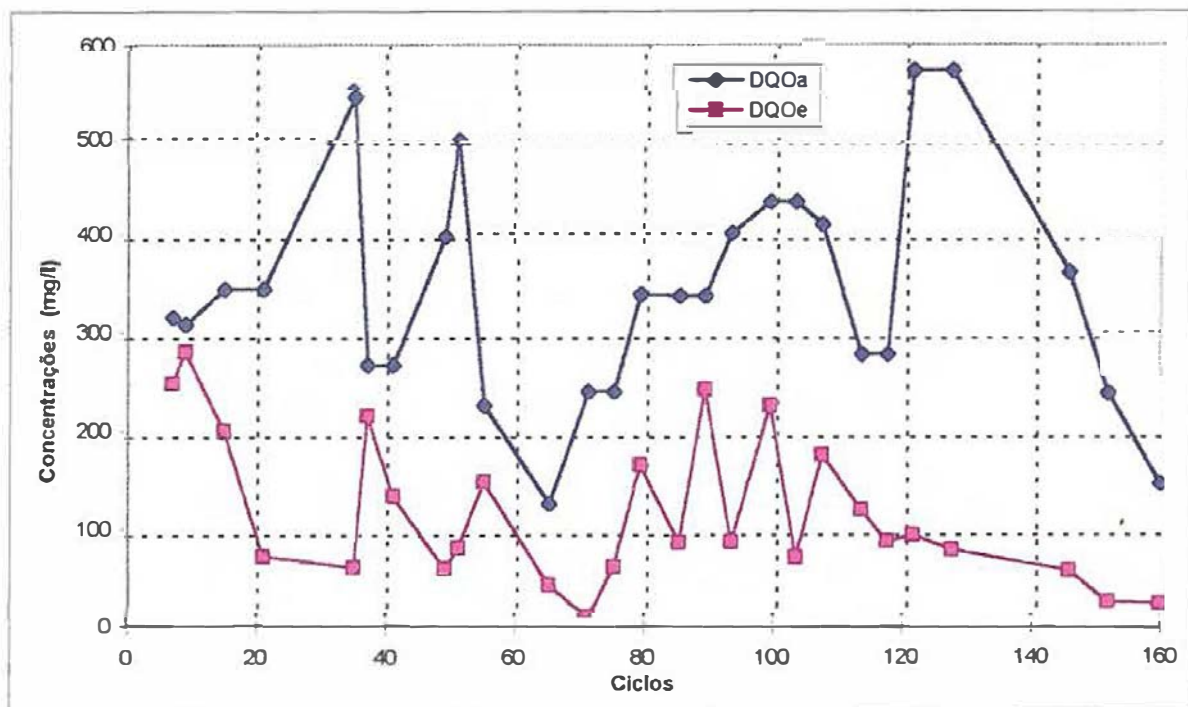


FIGURA 5.2: Demanda química de oxigênio do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1

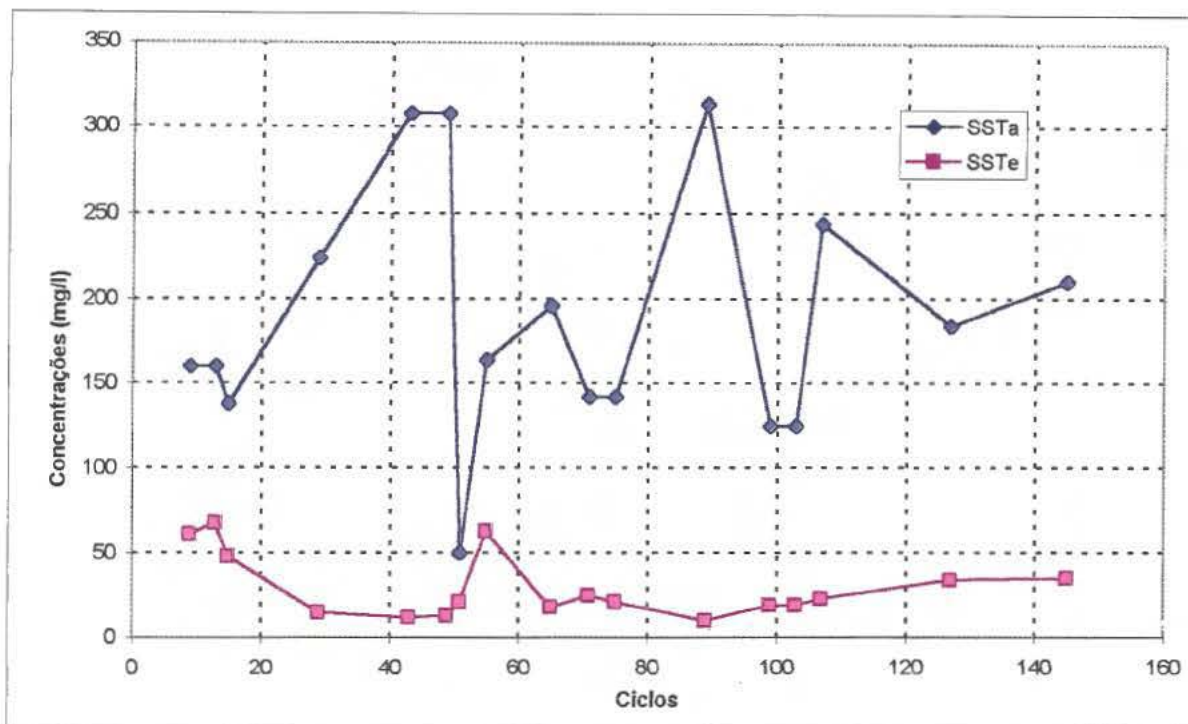


FIGURA 5.3: Sólidos suspensos totais do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1

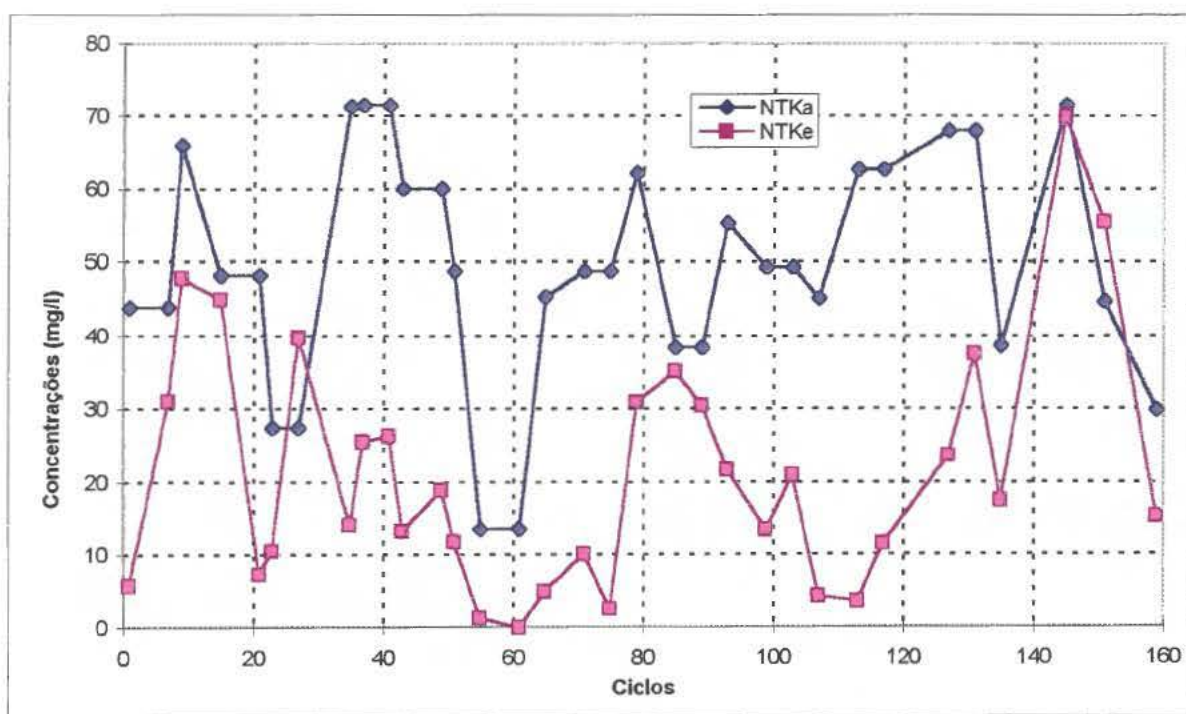


FIGURA 5.4: Nitrogênio total Kjeldahl do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1

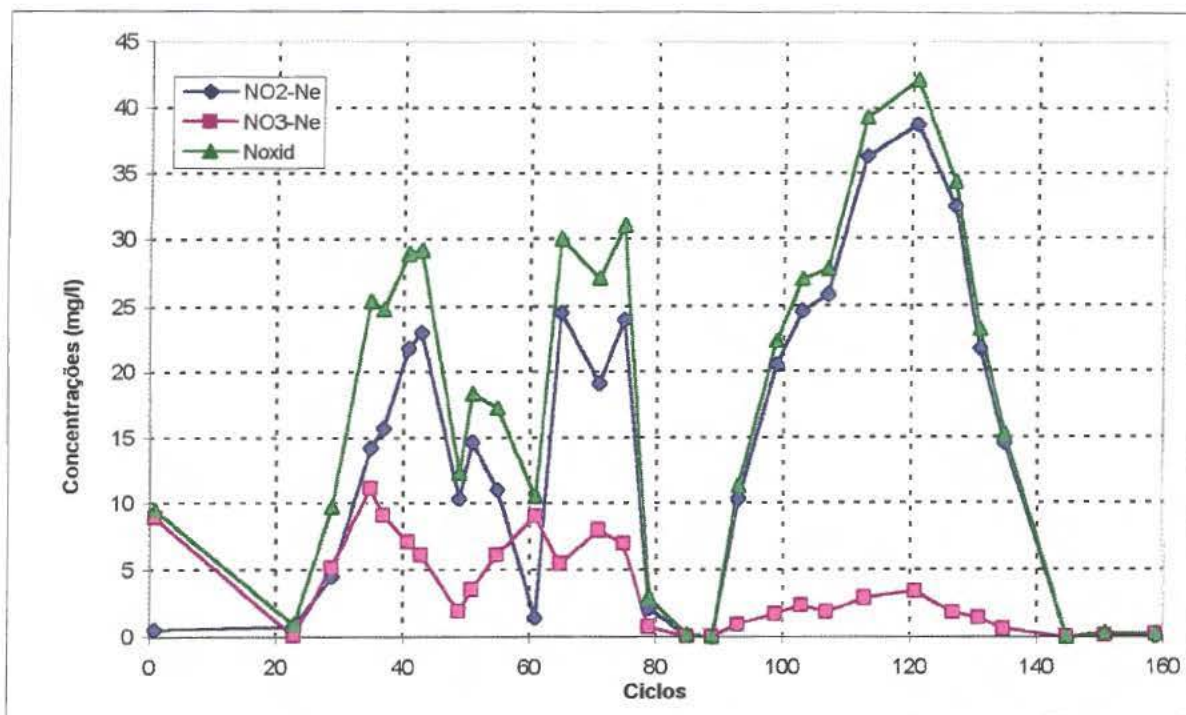


FIGURA 5.5: Nitrogênio oxidado do efluente no RSB 2/ experimento 1

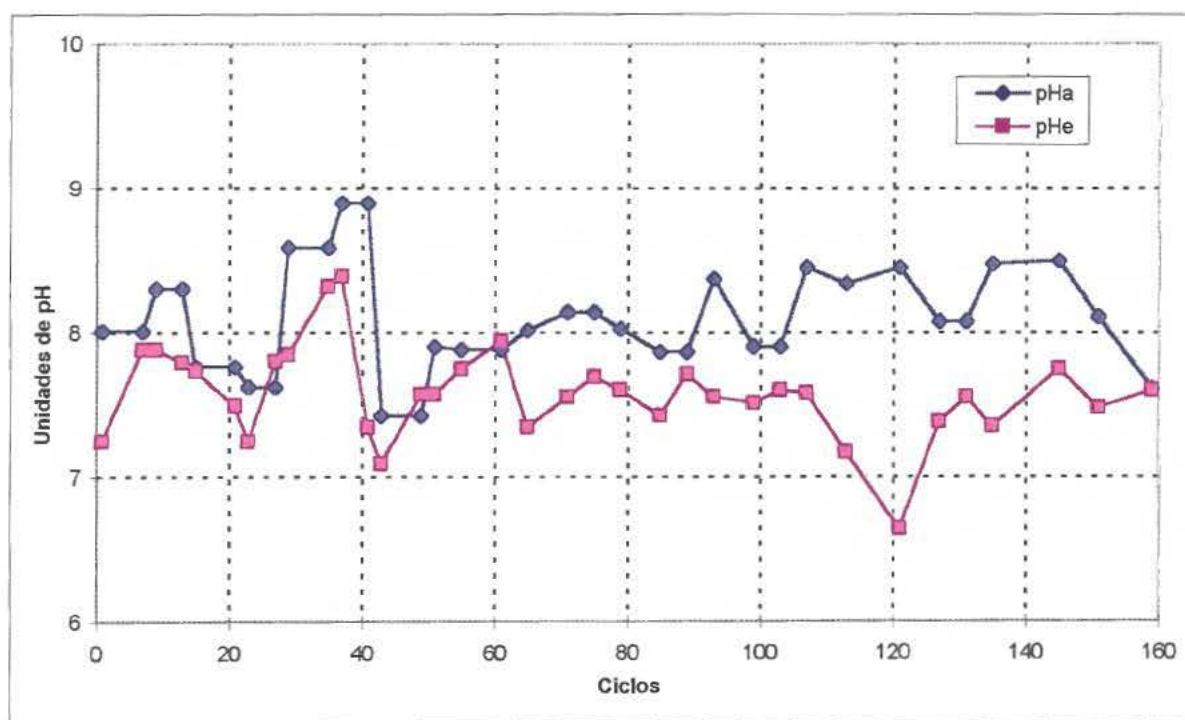


FIGURA 5.6: pH do afluente e efluente no RSB 2 / experimento 1

TABELA 5.3: Composição média do esgoto efluente resultante do tratamento no RSB 2 do experimento 1

Análises	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
DQO (mg/l)	124,32	75,17	17,27	288,00
SST (mg/l)	29,68	18,84	10,00	67,50
pH	7,60	0,32	6,65	8,39
Alcalinidade total (mg/l como CaCO ₃)	152,95	85,06	20,16	299,11
Nitrogênio total (mg/l)	37,08	14,78	10,50	70,00
NTK (mg/l)	21,47	16,84	N.D.	70,00
NH ₃ -N (mg/l)	18,23	15,74	N.D.	61,82
Nitrogênio orgânico (mg/l)	3,82	2,53	N.D.	10,30
NO ₂ -N (mg/l)	15,01	12,34	N.D.	38,75
NO ₃ -N (mg/l)	3,58	3,35	0,02	11,22
Amônia livre (mg/l)	0,31	0,45	N.D.	1,93
Ácido nítrico livre (mg/l)	0,006	0,03	N.D.	0,07
PO ₄ -P (mg/l)	4,44	4,14	0,049	12,68

OBSERVAÇÃO: N.D. = Não Detectado

Como pode ser visto na Fig. 5.3, os valores de SST do efluente foram, em geral, abaixo de 50 mg/l, obtendo-se uma remoção de 78,74% no primeiro período e 85,01% no segundo período. Em ambos os períodos, o RSB 2, teve uma boa eficiência em relação a remoção dos sólidos. O experimento foi caracterizado por um efluente bem clarificado como esperado neste tipo de reator, onde as condições de sedimentação são quase ideais.

Na Fig. 5.4 observa-se que até o ciclo 40, os valores de NTK foram elevados, ocorrendo uma melhor remoção entre os ciclos 40 a 80, para novamente os valores tornarem-se elevados. Aproximadamente entre os ciclos 100 a 120, houve uma melhora, para após o ciclo 140 ocorrer um choque de carga no sistema, com a conseqüente diminuição na eficiência da nitrificação.

A forma predominante do nitrogênio oxidado, no efluente, para os dois períodos foi o nitrito, obtendo-se um valor máximo de 24,56 mg/l até o ciclo 90 e 38,75 mg/l após este ciclo. Já os valores encontrados do nitrato foram inferiores a

4 mg/l em ambos os períodos deste experimento. Isto pode ser observado na Fig. 5.5.

Alleman (1984) listou diferentes condições do meio capazes de favorecerem a acumulação de nitrito, entre elas está a presença de amônia livre (AL). O valor médio de AL foi de aproximadamente 0,31 mg/l. A partir desta observação pode-se especular que houve inibição das bactérias *Nitrobacter*, já que este valor de AL é superior ao limite inferior de inibição de 0,1 mg/l. Em relação as bactérias *Nitrosomonas*, estas parecem não terem sido afetadas pela amônia livre, já que suportam concentrações bem mais elevadas, esperando-se a ocorrência de inibição somente acima de 10 mg/l (Cybis, 1992).

Outra forma de ocorrer inibição das nitrificantes é através da presença de ácido nitroso livre (ANL), que pode formar-se a partir da amônia, quando ela não transforma-se em nitrito. Concentrações acima de 0,2 mg/l podem inibir as *Nitrobacter*. Na primeira parte do experimento ocorreu uma concentração de 0,003 mg/l de ANL e 0,01 mg/l, após o ciclo 90, sendo que estes valores não afetam as bactérias nitrificantes.

O pH apresentou valores próximos de 8 na primeira parte do experimento, como pode ser visto na Fig.5.6, vindo a estabelecer-se abaixo deste valor, mais próximo de 7, após o ciclo 60. Além de valores na faixa entre 7,9 a 8,2 favorecerem as bactérias *Nitrosomonas* em detrimento das *Nitrobacter*, para valores altos de pH tem-se uma maior porcentagem de AL (Alleman, 1980).

Conforme já foi visto, concomitantemente com as análises físico-químicas, foi realizada a observação de protozoários e metazoários. Sua quantificação foi realizada utilizando-se de uma célula de Lund, em microscópio de fase e contraste, com uma magnitude de 125 vezes. O resultado destas observações pode ser visto na Tab. 5.4.

Na referência CETESB (1991) são apresentados valores típicos para a microfauna presente em processo de lodos ativados sendo o número de ciliados fixos de 1000 a 10000 microorganismos/ml. Foram encontrados para este experimento 1116,30 microorganismos/ml, estando este valor no limite inferior. Os flagelados e rotíferos tiveram respectivamente uma média de 1004,65 e 12,17 microorganismos/ml, estando os flagelados próximo da faixa de 100 a 1000

TABELA 5.4: Quantificação da microfauna do RSB 2 / experimento 1 (número de microorganismos/ml)

CICLO	<i>Epistylis p.</i>	<i>Epistylis r.</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Opercularia</i>	<i>Carchesium</i>	<i>Vaginicula</i>	<i>Suctorina</i>	<i>Aspidisca</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Litonotus</i>	<i>Hemiphrys</i>	<i>Colpoda</i>	<i>Paramecium</i>	<i>Urotricha</i>	<i>Podophrys</i>	Flagelados	Amebas	Rotíferos	Nematódeos
7	250	0	30	0	0	0	0	130	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20
11	0	620	170	0	0	0	0	140	0	0	0	0	0	0	0	50	0	20	10
13	0	50	10	340	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	10	54	120	10	0
19	110	0	110	0	0	0	0	90	10	0	0	0	0	0	0	1000	0	40	0
23	0	390	50	0	0	0	0	140	0	0	0	0	0	0	0	1000	30	0	0
27	370	240	40	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	1120	120	10	20
35	880	20	40	0	0	0	0	80	10	0	0	0	0	0	0	0	60	10	0
41	320	120	50	0	0	0	0	70	20	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10
47	1020	2620	20	0	0	0	0	610	260	0	0	10	0	0	0	0	60	10	30
55	80	2890	30	0	0	0	0	1990	680	0	0	0	0	0	0	20	50	0	40
61	460	1920	70	10	0	0	10	0	20	0	30	0	0	0	0	10	30	60	40
63	0	1280	560	0	0	0	0	871	670	0	0	0	0	0	0	0	20	80	70
65	0	5120	0	0	0	0	0	1830	100	20	20	0	0	0	0	0	50	30	60
67	0	2300	480	0	0	0	0	2390	150	0	0	0	0	0	0	0	60	20	40
69	0	510	420	0	0	0	0	1960	0	0	0	0	0	0	0	0	30	10	20
75	0	150	320	80	0	0	0	510	0	0	20	0	0	0	0	20	20	20	10
77	0	0	330	270	0	0	0	980	10	0	0	0	0	0	0	60	40	20	20
79	60	0	360	0	0	0	0	330	0	0	0	0	0	40	0	210	130	0	40
81	0	0	240	170	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	0	40	10	20	300
83	0	0	50	80	0	10	0	40	0	0	0	0	10	0	0	370	20	0	0
91	1100	0	10	880	0	0	0	20	30	0	0	0	0	0	0	10	30	10	60
93	0	0	20	0	20	0	0	10	0	0	10	0	0	0	0	250	0	30	10
95	0	0	60	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	190	10	0	10
97	0	180	100	60	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	1000	0	10	10
103	50	0	40	50	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	70	0	10	20
105	0	100	20	50	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	120	10	10	10
107	0	0	50	270	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	100	0	30	0
109	0	30	110	1160	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	50	0	40	0
111	350	40	170	910	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1370	0	0	0
117	10	20	90	360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	390	0	10	10
119	10	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	20	10	10
121	0	0	0	200	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	180	0	0	50
123	0	0	130	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	340	0	0	0
125	40	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	500	10	0	0
131	50	620	40	940	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	10
133	0	0	40	920	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	250	20	20	10
135	0	0	60	4580	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4450	0	0	10
137	40	360	150	1060	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	5000	0	0	10
139	90	320	60	2510	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2000	0	0	0
145	270	0	40	1940	0	0	10	20	0	0	0	0	0	0	0	4230	10	0	0
147	500	0	20	560	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2000	10	0	10
149	10	1060	40	230	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6000	0	0	10
151	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4000	0	0	0
153	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9000	0	0	0
159	80	0	50	1270	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	180	0	0	0
161	0	0	10	380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	300	0	0	10

microorganismos/ml e os rotíferos abaixo da faixa de 100 a 1000 microorganismos/ml. As amebas tiveram um valor médio de 21,30 microorganismos/ml estando abaixo da faixa de 100 a 1000 típica para um lodo ativado operado com esgoto doméstico, e os nematódeos com uma média de 21,52 microorganismos/ml, estando este valor dentro da faixa encontrada de 10 a 100 microorganismos/ml, também relatado nesta referência.

Na Tab. 5.5 é apresentada uma lista das espécies mais comuns identificadas de acordo com o seu grupo taxonômico. A partir dos dados observados da microfauna foram feitos os gráficos listados nas Fig. 5.7 a 5.14.

TABELA 5.5: Espécies identificadas no RSB 2 de acordo com seus grupos no experimento 1

Grupos Taxonômicos	Sub-grupos Taxonômicos	Espécies Observadas
Ciliados	Fixos	<i>Carchesium sp, Epistylis plicatilis, Epistylis rotans, Opercularia sp, Suctorina sp, Vaginicola sp, Vorticella sp</i>
	Rastejantes	<i>Aspidisca sp, Trachelophyllum sp</i>
	Livres	<i>Colpoda sp, Hemioophrys sp, Litonotus sp, Paramecium sp, Podophrys sp, Urotricha sp, entre outros</i>
Amebas	-	<i>Arcella sp, Euglifa sp</i>
Flagelados*	-	-
Rotíferos	-	<i>Lecane sp, Habrotricha sp, Philodina sp, Rotaria sp</i>
Nematódeos*	-	-

* Este estudo não abrangeu a identificação das espécies de flagelados e nematódeos

Nas figuras 5.7 a 5.14, a apresentação dos dados foi dividida em até o ciclo 90 e após o ciclo 90, tendo em vista a divisão que foi feita neste experimento e também de forma a propiciar uma melhor visualização gráfica. Sendo que para isto usou-se índices A e B, quando necessário, para melhor identificá-las.

Até o ciclo 41, ocorreu a presença dos flagelados, comuns na fase de adaptação (McKinney e Gram, 1956), existindo poucos ciliados fixos e alguns rastejantes como pode ser visualizado na Fig. 5.7 A.

O grupo dos ciliados fixos e ciliados rastejantes estiveram presentes em grandes quantidades do ciclo 20 ao 80, ocorrendo poucos ciliados livres, e uma presença significativa de amebas. Os ciliados fixos diminuiram um pouco do ciclo 80

ao 86, aumentando os ciliados livres e flagelados. Pode-se dizer que os ciliados fixos foram predominantes durante este primeiro período, caracterizando o lodo como maduro (McKinney e Gram, 1956). De acordo com a Fig. 5.8A, observa-se que o gênero *Epistylis* foi dominante, e em maior quantidade, principalmente do início do processo até o ciclo 75. O gênero *Opercularia sp* dominou este período a partir do ciclo 77. Existe a predominância dos ciliados fixos no processo de aeração estendida, como já foi mencionada por Cybis (1992).

Do ciclo 90 ao 140, o grupo dos ciliados fixos também foi predominante. Sendo que nesta parte do experimento o gênero *Opercularia* foi dominante, como pode ser visto na Fig. 5.18B. Os ciliados rastejantes estiveram pouco presentes neste período (ciclo 91-107). Os ciliados livres também estiveram presentes, mas em pequena quantidade como pode ser visto na Fig.5.10B.

A densidade dos flagelados aumentou significativamente após o ciclo 90 (Fig. 5.11), chegando a valores próximos de 9000 microorganismos/ml. A quantidade excessiva de flagelados pode ter sido ocasionada por um choque no sistema, resultante, provavelmente, de problemas operacionais. No caso do RSB 2 ocorreram problemas relacionados a insuficiência de ar. McKinney e Gram (1956) observaram que os protozoários são mais sensíveis que as bactérias quanto a compostos tóxicos, indicando imediatamente os problemas de uma estação.

Os rotíferos estiveram presentes na maior parte do experimento, vindo a desaparecer após o ciclo 135, como mostra a Fig. 5.13. Em relação aos nematódeos pode-se dizer que estiveram presentes no lodo ativado do RSB 2, principalmente no primeiro período, vindo a diminuir sua ocorrência após o ciclo 90 (Fig.5.14).

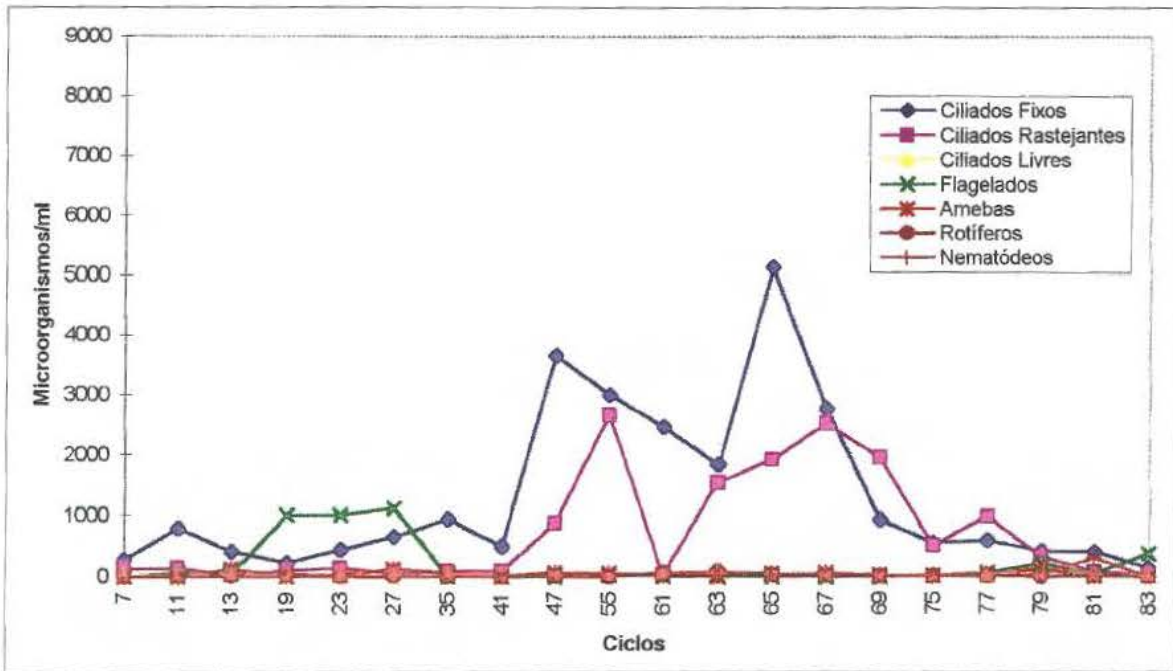


FIGURA 5.7 A: Microfauna observada no RSB 2 (ciclo 1- 90) / experimento 1

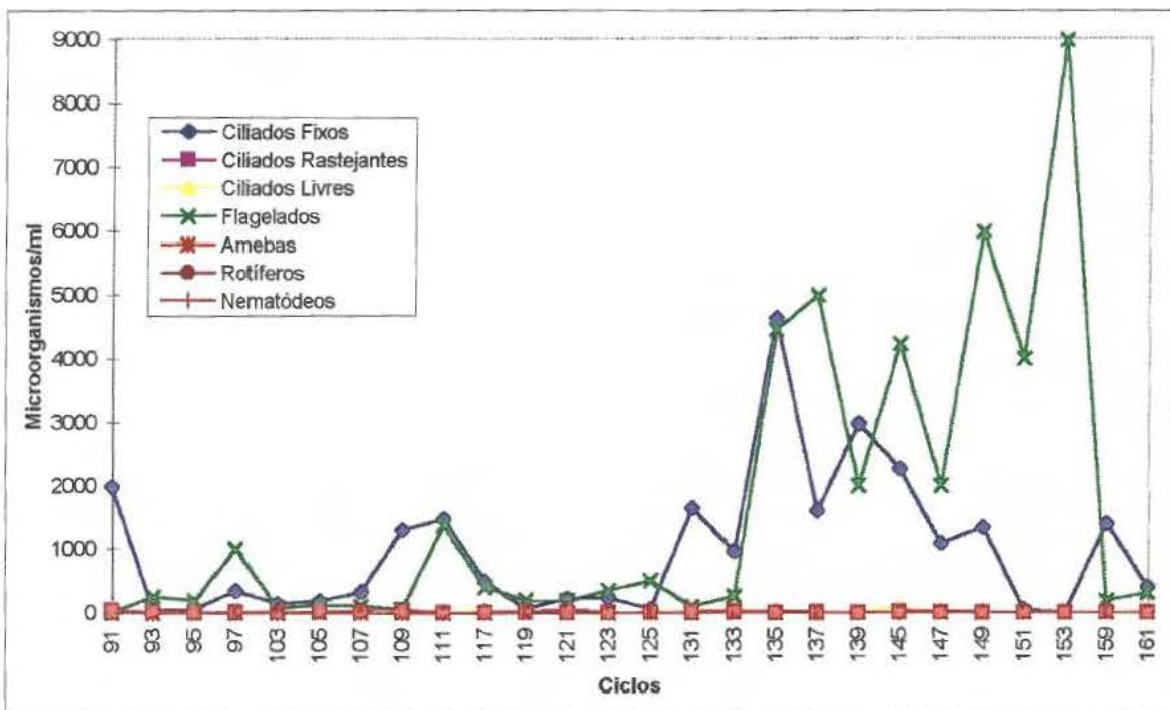


FIGURA 5.7 B: Microfauna observada no RSB 2 (ciclo 91- 160) / experimento 1

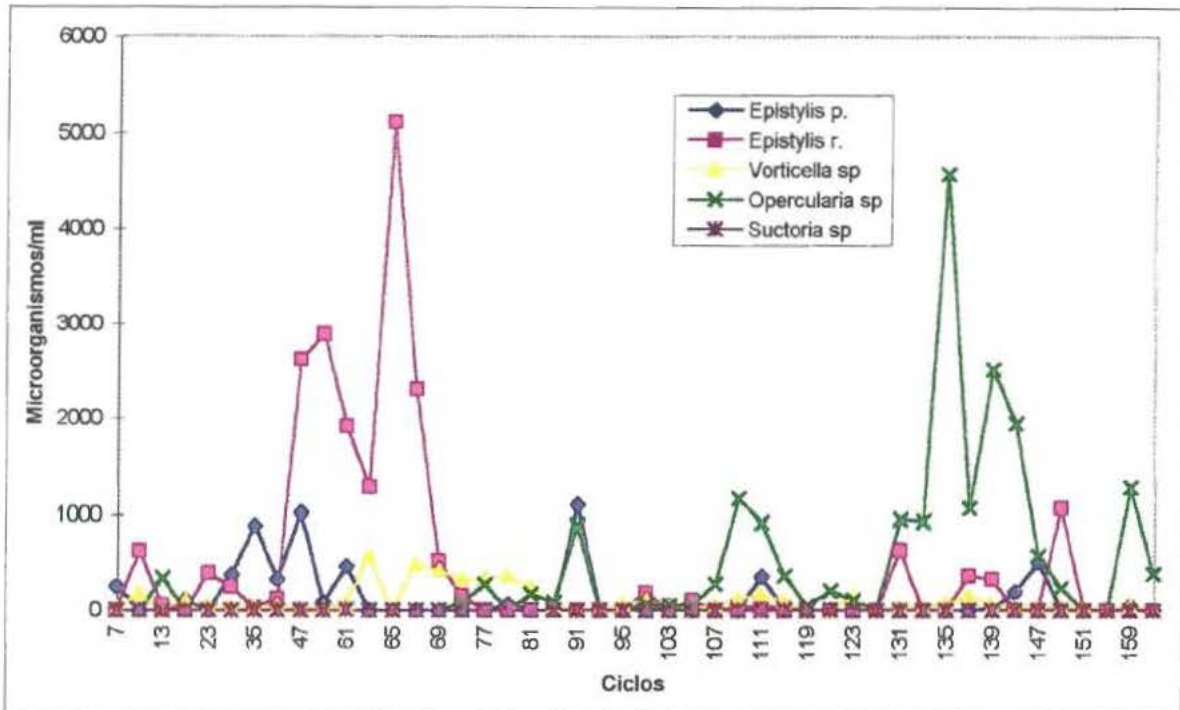


FIGURA 5.8 A: Ciliados fixos do RSB 2 (ciclo 1-90) / experimento 1

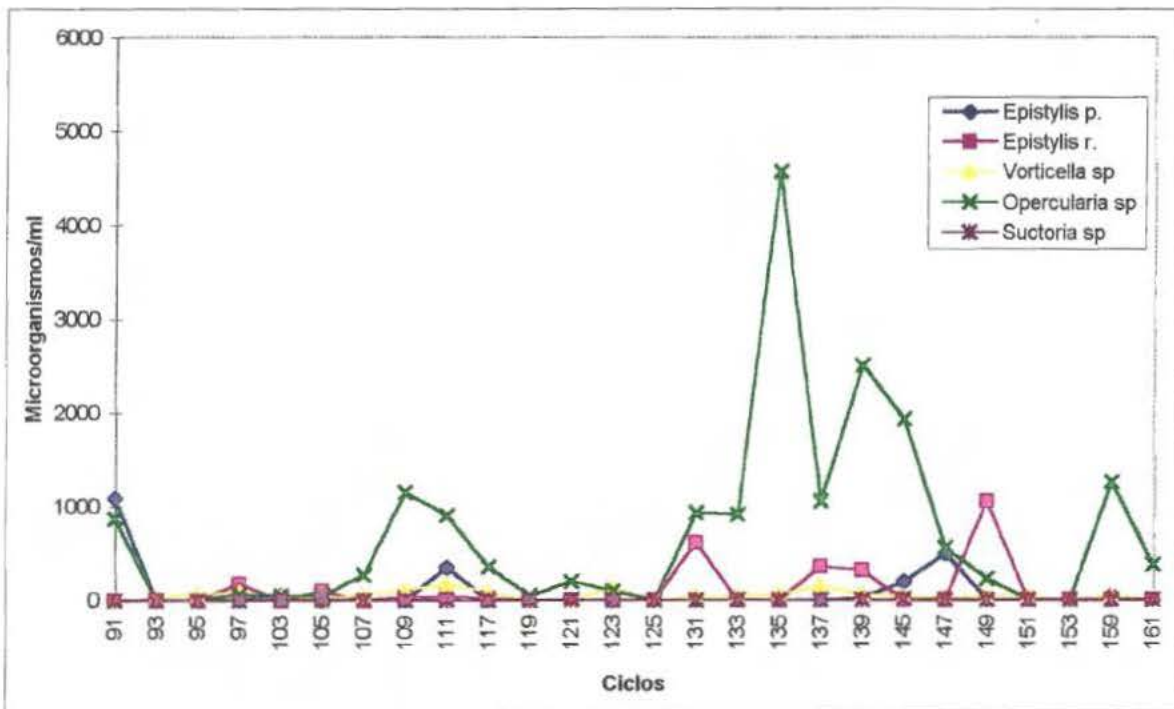


FIGURA 5.8 B: Ciliados fixos do RSB 2 (ciclo 91-160) / experimento 1

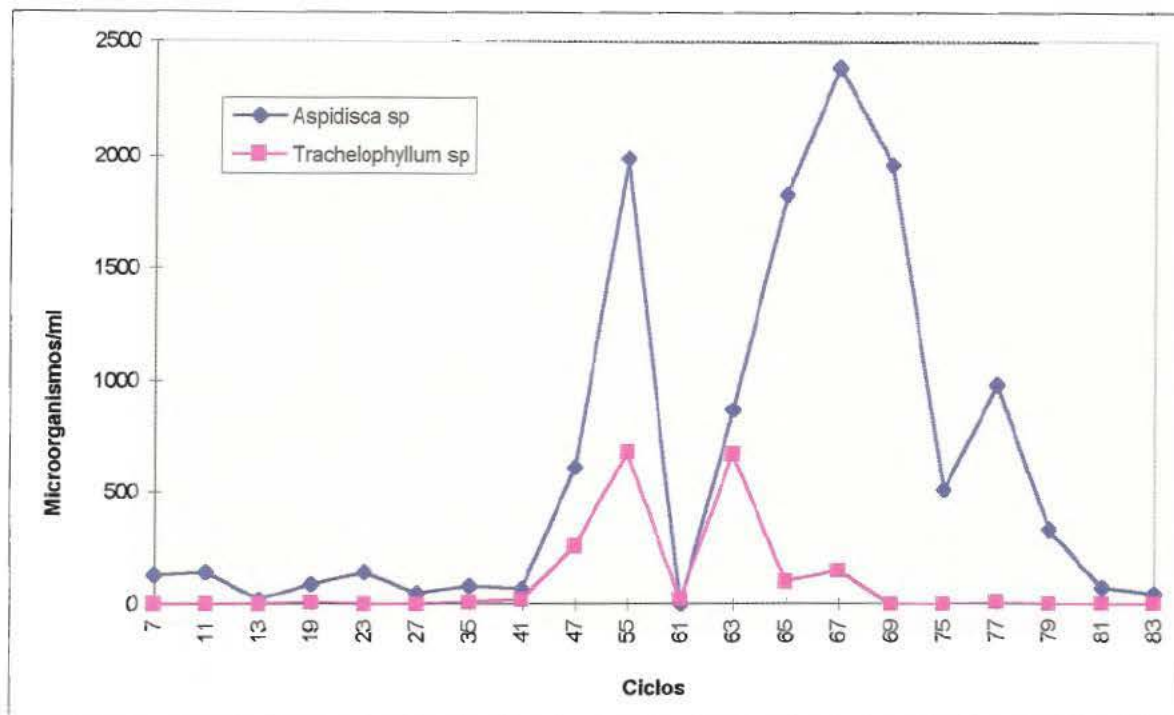


FIGURA 5.9 A: Ciliados rastejantes do RSB 2 (ciclo 1-90) / experimento 1

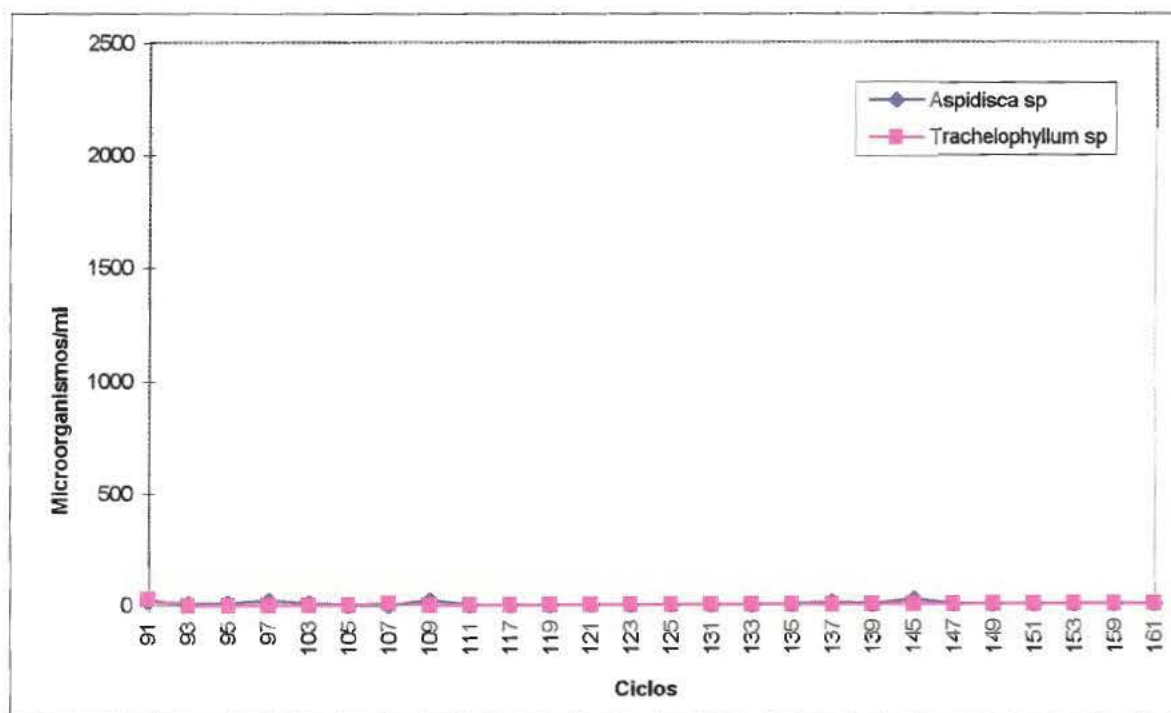


FIGURA 5.9 B: Ciliados rastejantes do RSB 2 (ciclo 91-160) / experimento 1

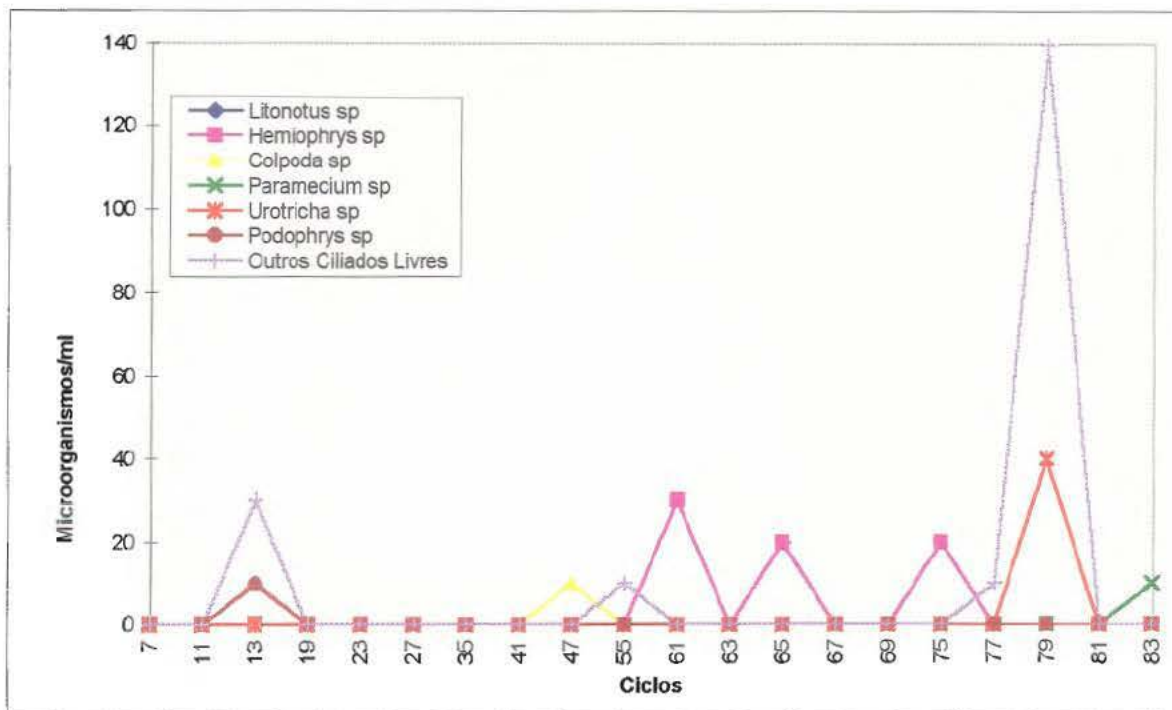


FIGURA 5.10 A: Ciliados livres do RSB 2 (ciclo 1-90) / experimento 1

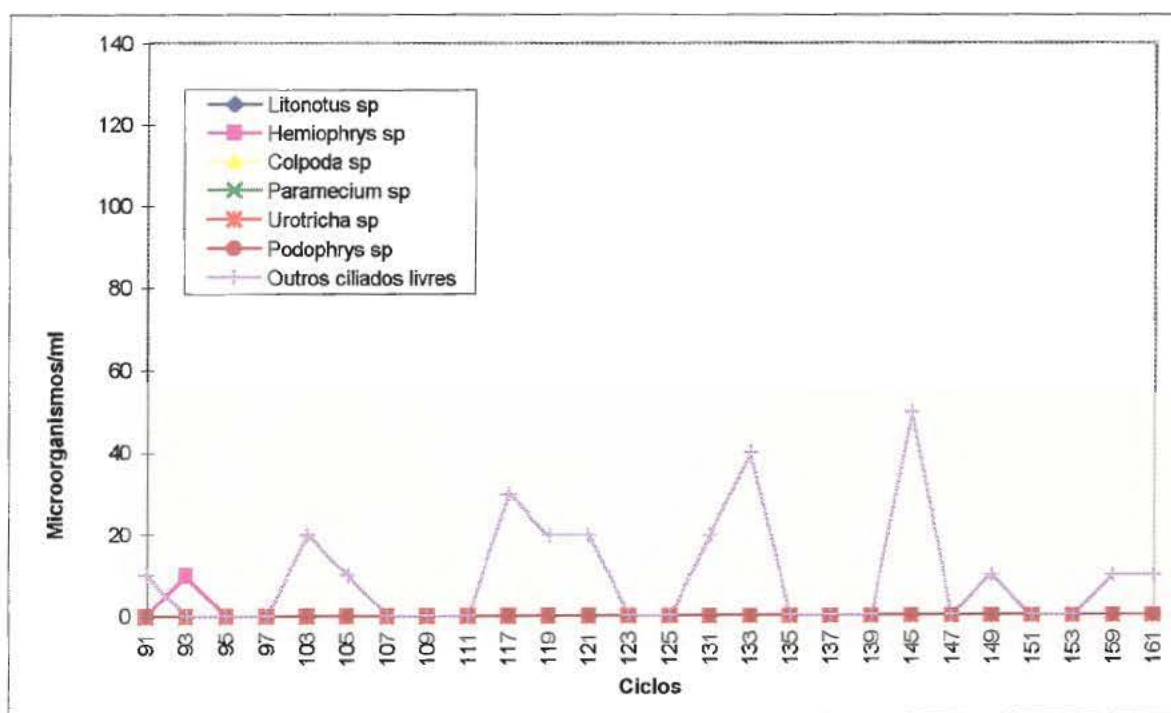


FIGURA 5.10 B: Ciliados livres do RSB 2 (ciclo 91-160) / experimento 1

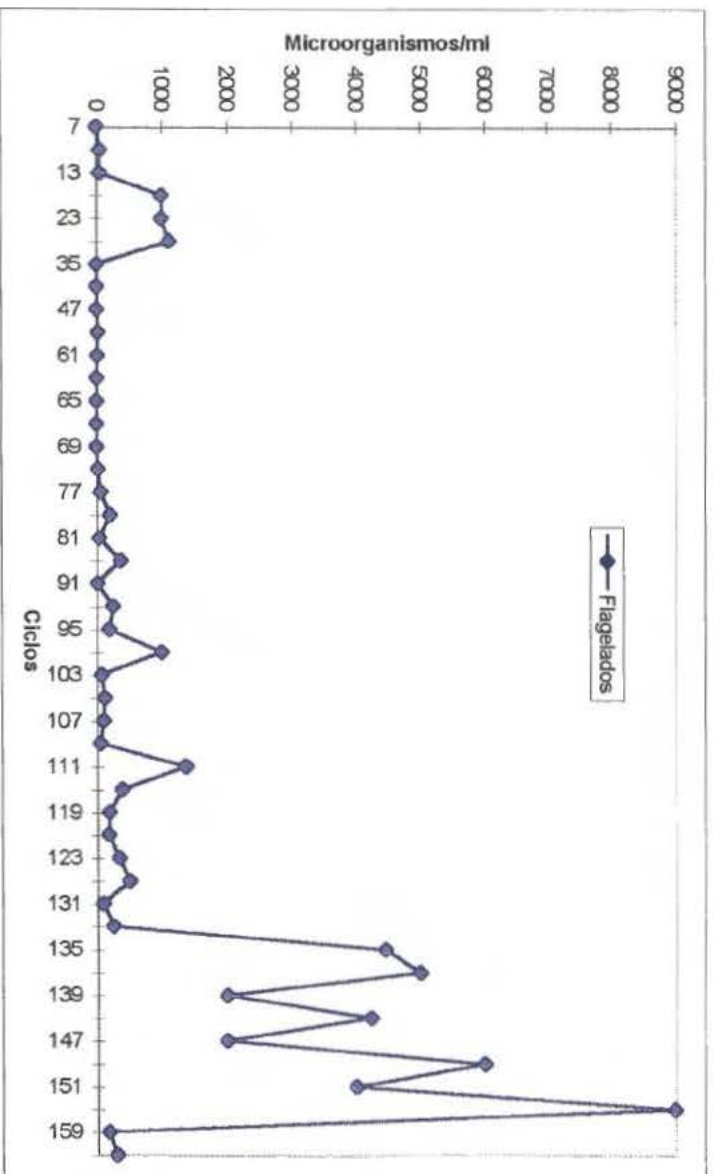


FIGURA 5.11: Flagelados do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1

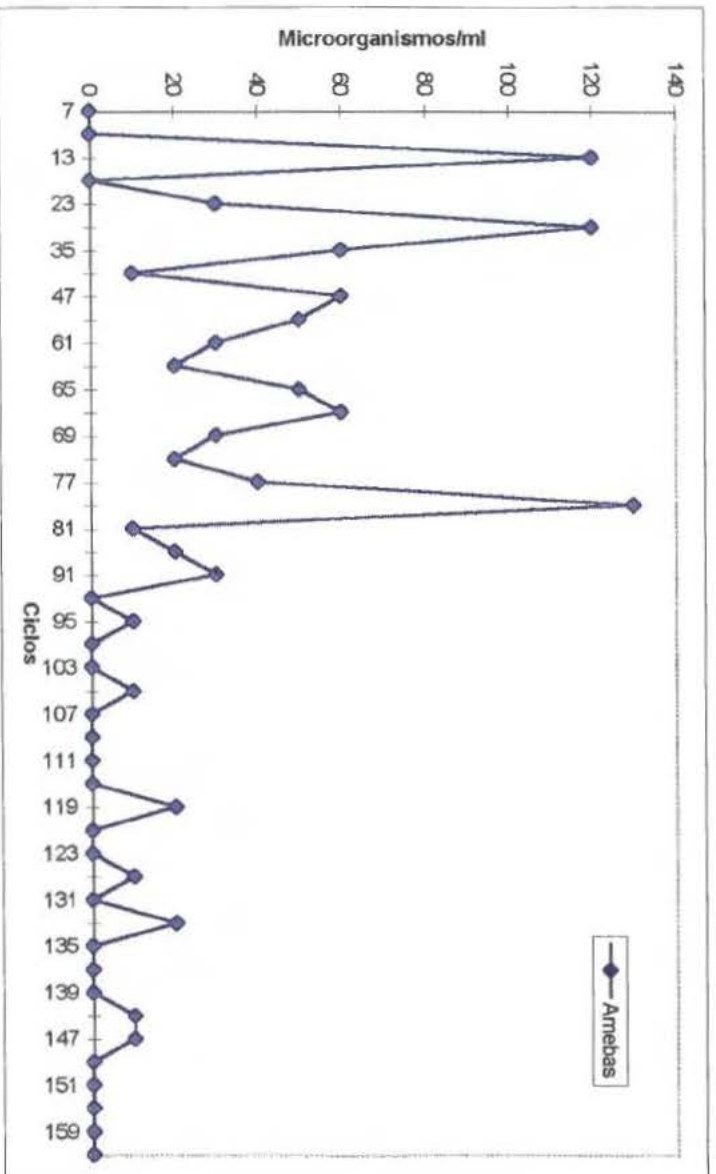


FIGURA 5.12: Amebas do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1

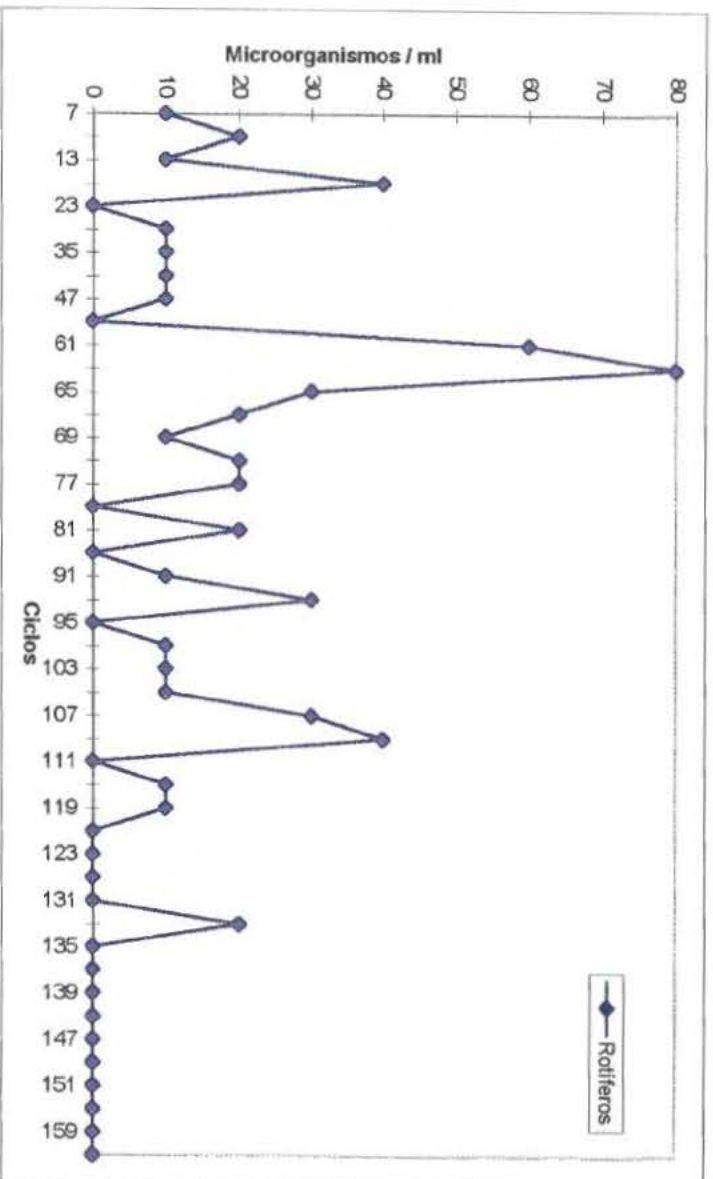


FIGURA 5.13: Rotíferos do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1

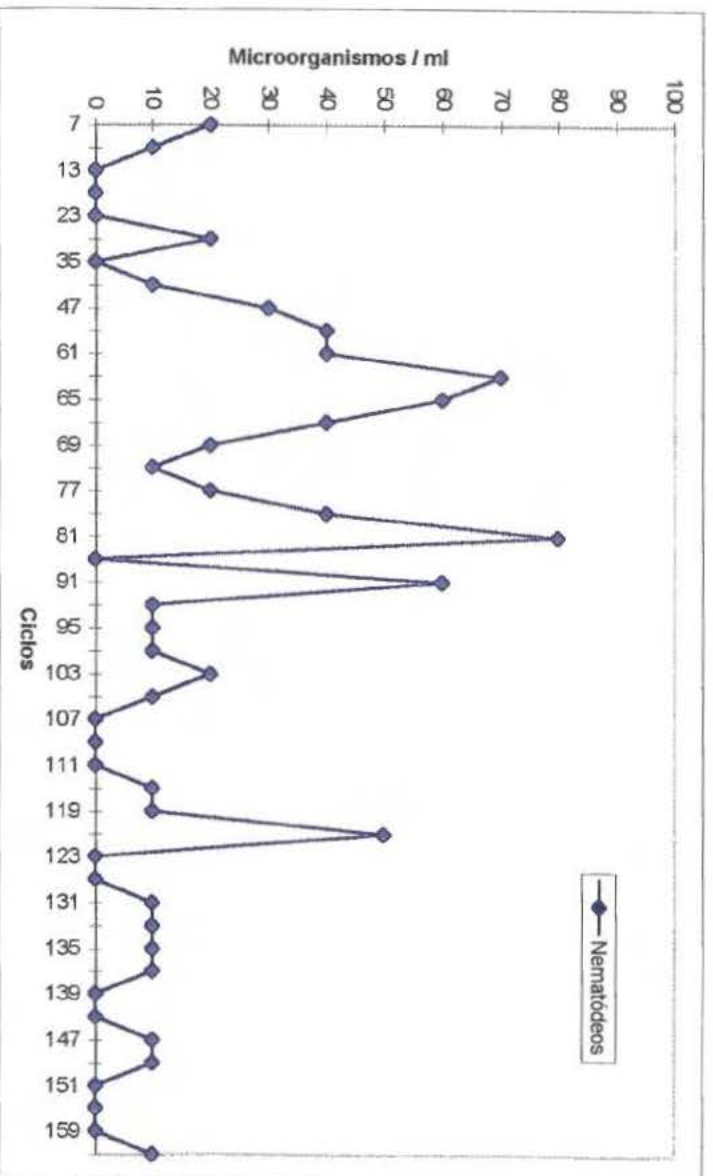


FIGURA 5.14: Nematódeos do RSB 2 (ciclo 1-160) / experimento 1

5.2.1 Comparações entre o RSB 1 e RSB 2 no experimento 1

Os resultados das análises físico-químicas foram semelhantes, com poucas diferenças entre os reatores RSB 1 e RSB 2. O teste estatístico para analisar os dados foi o teste Student (t), para duas amostras com variâncias iguais ou diferentes, com um intervalo de confiança de 95% ($\alpha=0,05$). Estatisticamente não houveram grandes diferenças entre as médias das análises do RSB 1 e RSB 2, acontecendo diferenças significativas apenas nas variáveis de NTK, nitrito e eficiência da nitrificação, comparando-se os dois reatores antes e depois do ciclo 90.

Nas Figs. 5.15 a 5.20 são apresentados os dados dos dois reatores juntos.

Os valores dos SSL foram semelhantes nos dois reatores na maior parte do experimento, ocorrendo apenas alguns pontos diferenciados, tanto antes como depois do ciclo 90, conforme mostra a Fig. 5.15.

A remoção de DQO no primeiro período, caracterizou-se por um valor médio de 47,43% para o RSB 1 e 78,79% para o RSB 2, tendo uma remoção semelhante para o segundo período do experimento de 54,91% para o RSB 1 e 72,76% para o RSB 2. Os valores da remoção de DQO podem ser vistos na Fig. 5.16.

A Tab. 5.6 mostra os valores médios das principais variáveis da performance dos dois reatores, sem divisões dos ciclos para antes e depois do ciclo 90.

TABELA 5.6: Comparação entre as variáveis de performance do RSB 1 e RSB 2 referentes ao experimento 1

VARIÁVEIS	RSB 1			RSB 2		
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo
Eficiência da nitrificação (%)	53,84	9,29	100,00	67,77	2,49	100,00
Taxa específica da nitr. (g/kg.dia)	72,31	15,61	115,85	103,99	3,77	190,60
Remoção DQO (%)	57,17	4,17	93,02	62,18	8,42	93,02
Remoção SST (%)	82,73	53,05	95,26	80,59	61,59	96,82
Remoção NTK (%)	49,93	7,65	96,37	62,30	2,21	100,00
Perda de nitrogênio (%)	27,80	7,99	64,95	28,83	2,89	65,23
Consumo de alcalinidade (g CaCO ₃ /g NH ₄ ⁺ - N)	18,84	2,55	42,53	5,29	N.D.	8,29

OBSERVAÇÃO: N.D. = Não Detectado

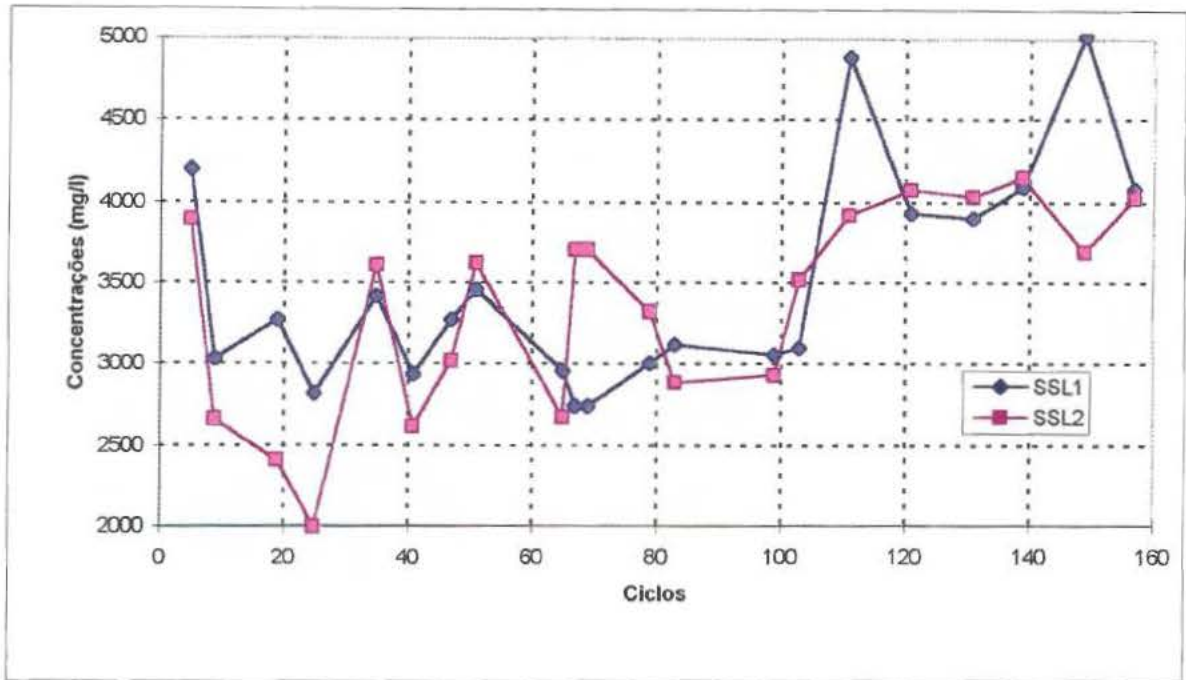


FIGURA 5.15: Sólidos suspensos do licor do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1

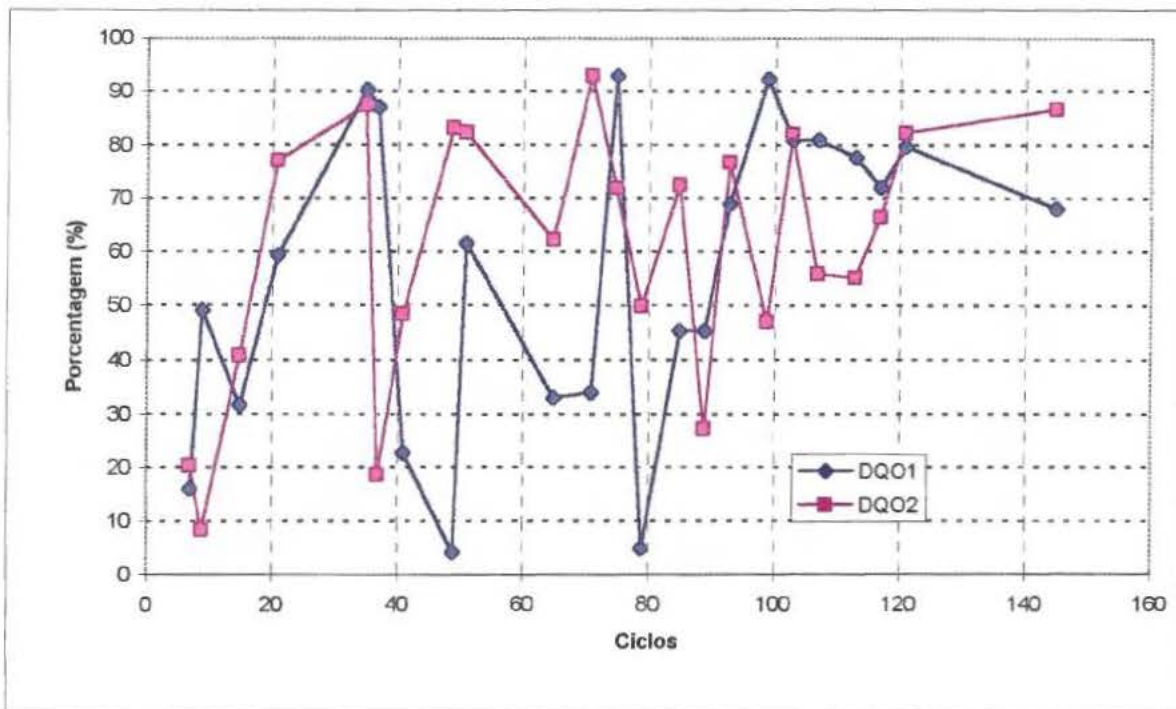


FIGURA 5.16: Remoção da DQO do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1

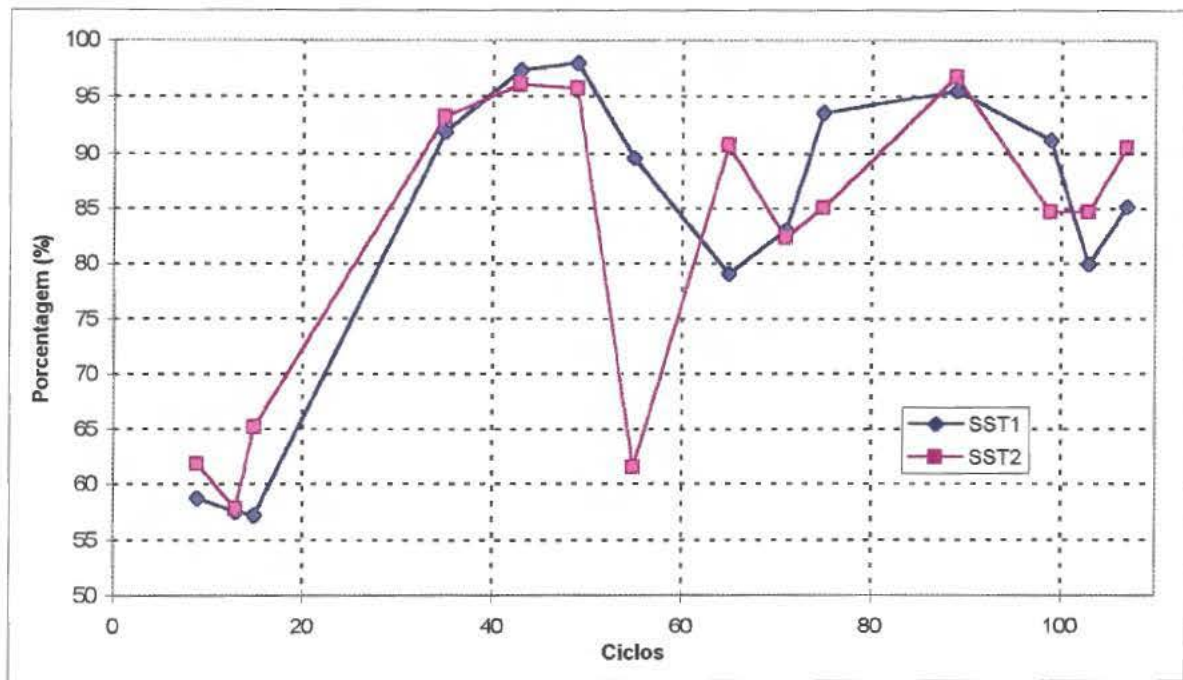


FIGURA 5.17: Remoção de SST do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1

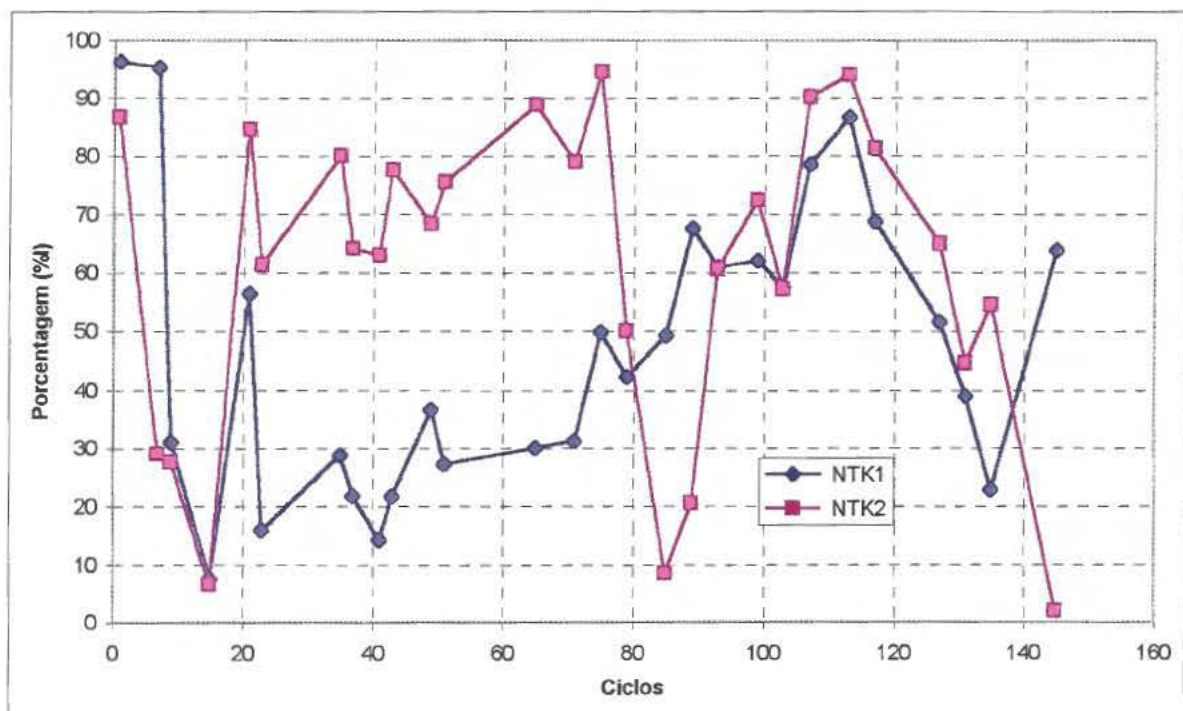


FIGURA 5.18: Remoção de NTK do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1

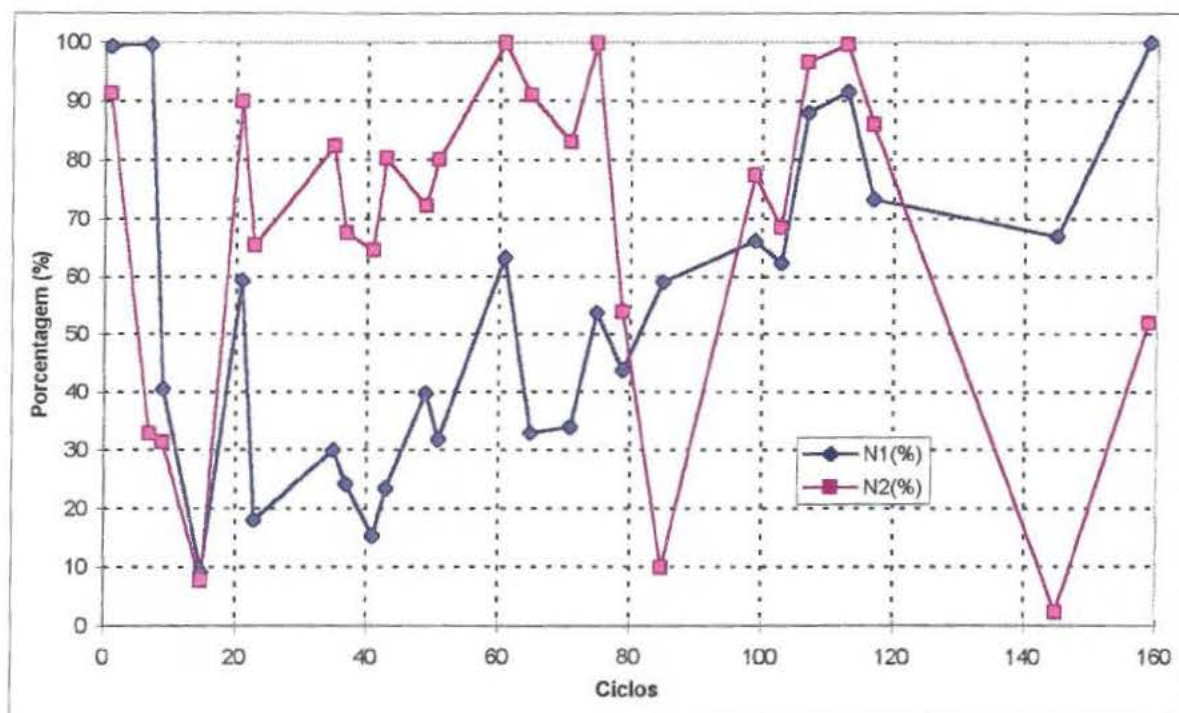


FIGURA 5.19: Eficiência da nitrificação do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1

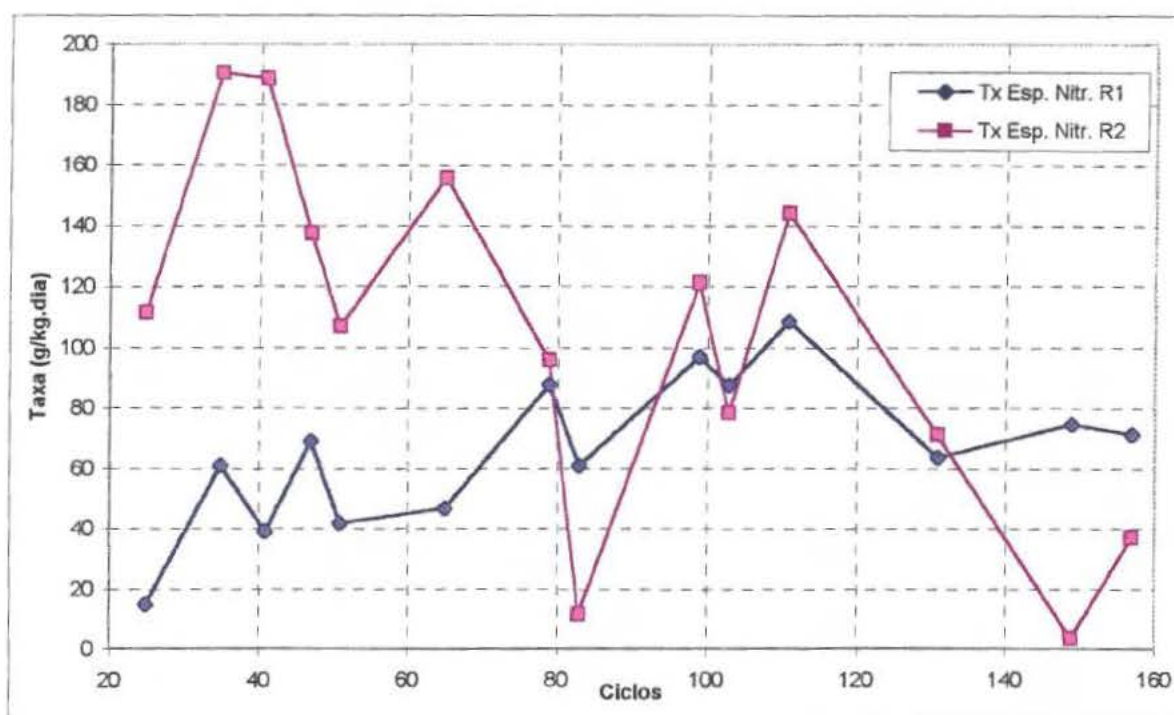


FIGURA 5.20: Taxa específica da nitrificação do RSB 1 e RSB 2 / experimento 1

A remoção de SST foi semelhante para os dois RSB, apresentando um valor médio de aproximadamente 80,69% para o RSB 1 e 86,57% para o RSB 2, durante o primeiro período. Após o ciclo 90, os valores de remoção também foram semelhantes nos dois reatores, porém foram um pouco menor que no primeiro período, com 78,74% de remoção para o RSB 1 e 85,01% para o RSB 2, conforme mostra a Fig. 5.17.

Em relação a remoção de NTK pode-se dizer que foi melhor no RSB 2, apresentando uma remoção média de aproximadamente 63%, nas duas partes do experimento, enquanto que o RSB 1 teve uma remoção média de 39,35% até o ciclo 90 e uma remoção melhor após este ciclo, passando há ter um valor médio de 66,21%, como pode ser visualizado na Fig. 5.18.

A eficiência da nitrificação pode ser vista na Fig. 5.19, foi calculada de acordo com o formulário que encontra-se no anexo A, utilizando NTK e nitrogênio orgânico como variáveis. Houve uma diferença significativa do ciclo 20 ao 80, obtendo-se um valor médio de 43,50% de eficiência para o RSB1 e 68,72% para o RSB 2. No segundo período houve uma melhor eficiência para o RSB 1, obtendo-se um valor médio de 68,72%, enquanto que no RSB 2 o valor médio da eficiência baixou para 65,86%.

A taxa específica da nitrificação, calculada de acordo com o formulário no anexo A, teve durante o primeiro período valores mais baixos para o RSB 1, obtendo-se um valor médio de 59,74 g/kg.dia, enquanto que para o RSB 2 obteve-se um valor médio de 124,94 g/kg.dia. Após o ciclo 90, os valores dos dois reatores foram semelhantes, porém houve uma queda no RSB 2, obtendo-se um valor médio de 88,46 g/kg.dia para o RSB 1 e um valor médio de 76,05 g/kg.dia para o RSB 2, segundo mostra a Fig. 5.20. As taxas reportadas na literatura, de acordo com Oleszkiewicz e Berquist (1988), variam de 49-90 g/kg.dia, para diferentes temperaturas, sendo os valores encontrados nos dois reatores um pouco acima destes valores.

Durante a transformação do nitrogênio a nitrito e nitrato, ocorre uma perda de aproximadamente 30% de nitrogênio que pode ser contabilizada para a assimilação. Foi verificado que as perdas de nitrogênio foram semelhantes nos RSB, sendo que a perda menor deu-se no RSB 2 durante o segundo período.

O consumo de alcalinidade nos reatores foi de 26,59 g de $\text{CaCO}_3/\text{g NH}_4^+ - \text{N}$ oxidado para o RSB 1, e 5,38 g $\text{CaCO}_3/\text{g NH}_4^+ - \text{N}$ oxidado para o RSB 2, até o ciclo 90. Esta diferença entre os dois reatores pode ser explicada pelo fato de que no RSB 1 foi adicionado ácido sulfúrico, e este quimicamente tende a neutralizar as bases, ocasionando um consumo maior de alcalinidade. Teoricamente pode-se dizer que aproximadamente 20 g de $\text{CaCO}_3/\text{g NH}_4^+ - \text{N}$ do consumo de alcalinidade foram gastos para esta neutralização.

Quanto a observação da microfauna, os resultados foram semelhantes nos dois RSB, existindo pouca diferenciação de espécies encontradas no lodo do RSB 1 e RSB 2, sendo a quantidade de microorganismos muito próxima.

Segundo Verhagen *et al.* (1969) quando as concentrações de NTK no efluente são baixas, os flagelados tendem a desaparecer do sistema. Verificou-se, principalmente no RSB 2, que quando este sofreu um choque operacional devido a insuficiência de ar, os flagelados aumentaram significativamente indicando uma má performance do reator e as concentrações do efluente de NTK foram próximas as do afluente, ocorrendo uma baixa remoção.

5.3 Experimento 2

Este experimento teve como objetivo principal verificar qual o melhor procedimento para controlar a biomassa dos reatores, realizando também a observação da microfauna existente no lodo, a fim de que pudesse ser utilizada como um meio de controle, em paralelo as variáveis físico-químicas, para o processo de nitrificação em RSB.

A diferença que existiu entre os dois reatores para controlar-se a biomassa, foi que o RSB 1 teve o excesso de lodo controlado pela idade do lodo de 30 dias, enquanto que o RSB 2 foi controlado pela manutenção de uma concentração fixa de sólidos suspensos do licor de 4000 mg/l. O processo transcorreu eficientemente nos dois RSB, tendo atingido boa nitrificação já nos primeiros ciclos. Durante o experimento não ocorreram choques no sistema referentes a presença de amônia livre, nem problemas operacionais. Os resultados foram semelhantes nos dois

reatores, sendo que será apresentado somente os resultados do RSB 1. Os dados do RSB 2 encontram-se no anexo D.

A forma de operação dos reatores foi a mesma que a utilizada no experimento 1, exceto pela duração de algumas fases do primeiro para o segundo ciclo. Para o primeiro ciclo do dia, adotou-se a seguinte composição: 15 minutos de enchimento, 7 horas de reação, 1 hora de sedimentação, 15 minutos de descarte e 1 hora e 15 minutos de descanso. No segundo período, tivemos 15 minutos de enchimento, 11 horas e 45 minutos de reação, 1 hora da sedimentação, 15 minutos do descarte e 1 hora até o começo do próximo ciclo.

O experimento ocorreu no período correspondente aos meses de agosto a novembro de 1996. Também foi realizado o perfil dos reatores no último ciclo do experimento.

A composição média do afluente utilizado encontra-se na Tab. 5.7. O esgoto caracterizou-se por valores bem variáveis de nitrogênio, DQO e SST. Como pode ser visto comparando-se as Tab. 5.1 (referente ao experimento 1) e Tab. 5.7 (referente a este experimento), não aconteceram diferenças significativas na composição do afluente.

A razão DQO:N:P apresentou um valor médio de 100:11,91:0,63, sendo menor que o encontrado no experimento 1. A carga orgânica volumétrica teve um valor médio de 0,51 kg DQO/m³.dia, estando um pouco acima da faixa mencionada por Metcalf e Eddy (1991) para RSB, que é de 0,12 - 0,36 kg DQO/m³.dia.

Novamente, teve-se um esgoto afluente com baixa alcalinidade, em torno de 152,34 mg/l como CaCO₃, existindo a necessidade de acrescentar bicarbonato de sódio.

O TRH foi de 18 horas, sendo o mesmo do experimento 1, uma vez que os reatores foram os mesmos. Este valor está dentro da faixa de 12-50 horas relatada na literatura para RSB (Metcalf e Eddy, 1991).

Durante o experimento 2 foi monitorada a temperatura ambiente, obtendo-se um valor médio de 21,18°C. Os valores mínimo e máximo foram respectivamente, 15°C e 26°C.

Ao analisar-se os valores de amônia livre que ocorreram nos dois experimentos no afluente, observou-se que no experimento 1, houve uma

concentração média de 1,29 mg/l contra 0,35 mg/l, no experimento 2. O pH foi o responsável pela elevada concentração de AL no experimento 1, e conseqüentemente por uma maior inibição das bactérias *Nitrobacter*, como já foi comentado anteriormente.

TABELA 5.7.: Composição média do afluente proveniente da ETE Arvoredo durante o experimento 2

Análises	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
DQO (mg/l)	299,35	113,24	123,08	509,76
SST (mg/l)	190,31	77,81	36,00	330,00
pH (mg/l)	7,51	0,44	6,40	9,04
Alcalinidade total antes da correção (mg/l como CaCO ₃)	152,34	47,37	93,08	258,70
Alcalinidade total depois da correção (mg/l como CaCO ₃)	240,70	42,92	148,00	314,26
Nitrogênio total (mg/l)	42,58	14,89	7,44	69,16
NTK (mg/l)	42,09	15,11	6,19	69,16
NH ₃ -N (mg/l)	25,13	9,05	N.D.	38,74
Nitrogênio orgânico (mg/l)	16,48	7,84	1,43	32,28
NO ₂ -N (mg/l)	0,24	1,52	N.D.	4,97
NO ₃ -N (mg/l)	0,25	0,36	N.D.	1,25
Amônia livre (mg/l)	0,35	1,49	0,03	1,29
Ácido nitroso livre (mg/l)	0,03	0,001	N.D.	0,005
PO ₄ -P (mg/l)	6,35	13,63	0,39	10,35

OBSERVAÇÃO: N.D. = Não Detectado

A Tab. 5.8 mostra os valores médios das principais variáveis calculadas para o RSB 1.

TABELA 5.8: Variáveis de controle calculadas para o RSB 1, correspondente ao experimento 2

Variáveis do RSB 1	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
A/M (dia ⁻¹)	0,11	0,05	0,06	0,22
IVL (ml/g)	45,74	8,47	28,54	58,53
SSL (mg/l)	3700,00	538,66	1988,00	4324,00
SSLV (mg/l)	2929,00	455,69	1680,00	3428,00

Os valores da razão alimento/microorganismo no RSB 1, que variaram de 0,06 a 0,22 dia⁻¹, estão dentro da faixa encontrada por Metcalf e Eddy (1991) para RSB (0,08 a 0,45 dia⁻¹).

Os valores do IVL estão dentro dos padrões pesquisados para algumas estações de tratamento de lodo ativado na Inglaterra pelo IWPC (1987). Novamente as condições de sedimentação foram ótimas.

As Figs. 5.21 a 5.26 apresentam os gráficos para o RSB 1.

As concentrações de SSL e SSVL podem ser vistas na Fig. 5.21. A partir dos dados de SSL e SSVL foi verificada a atividade dos microorganismos neste experimento, obtendo-se um valor médio de 78,61%. Este valor foi aproximadamente o mesmo do obtido no experimento 1.

A idade do lodo calculada para o RSB 1 foi de 43 dias, mantendo-se a concentração de sólidos suspensos em torno de 4000 mg/l. Este valor está acima do encontrado por Cybis (1992), para RSB, tendo-se uma idade do lodo de 30 dias.

A Tab. 5.9 apresenta a composição média das variáveis físico-químicas do efluente do RSB 1, com os desvios padrões e valores mínimos e máximos.

TABELA 5.9: Composição média do efluente resultante do tratamento do RSB 1 no experimento 2

Análises	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
DQO (mg/l)	77,46	44,38	28,32	158,94
SST (mg/l)	32,50	19,75	10,00	112,00
pH	6,97	0,69	5,33	7,90
Alcalinidade total (mg/l como CaCO ₃)	51,08	39,51	3,69	152,73
Nitrogênio total (mg/l)	33,47	13,38	4,44	66,51
NTK (mg/l)	3,92	4,12	0,61	21,10
NH ₃ -N (mg/l)	1,22	3,33	N.D.	16,95
Nitrogênio orgânico (mg/l)	2,70	1,60	0,13	9,29
NO ₂ -N (mg/l)	1,46	3,37	N.D.	14,52
NO ₃ -N (mg/l)	26,93	1,06	N.D.	54,21
Amônia livre (mg/l)	0,00	0,03	N.D.	0,19
Ácido nitroso livre (mg/l)	0,00	0,02	N.D.	0,12
PO ₄ -P (mg/l)	6,23	9,82	0,07	9,71

OBSERVAÇÃO: N.D. = Não Detectado

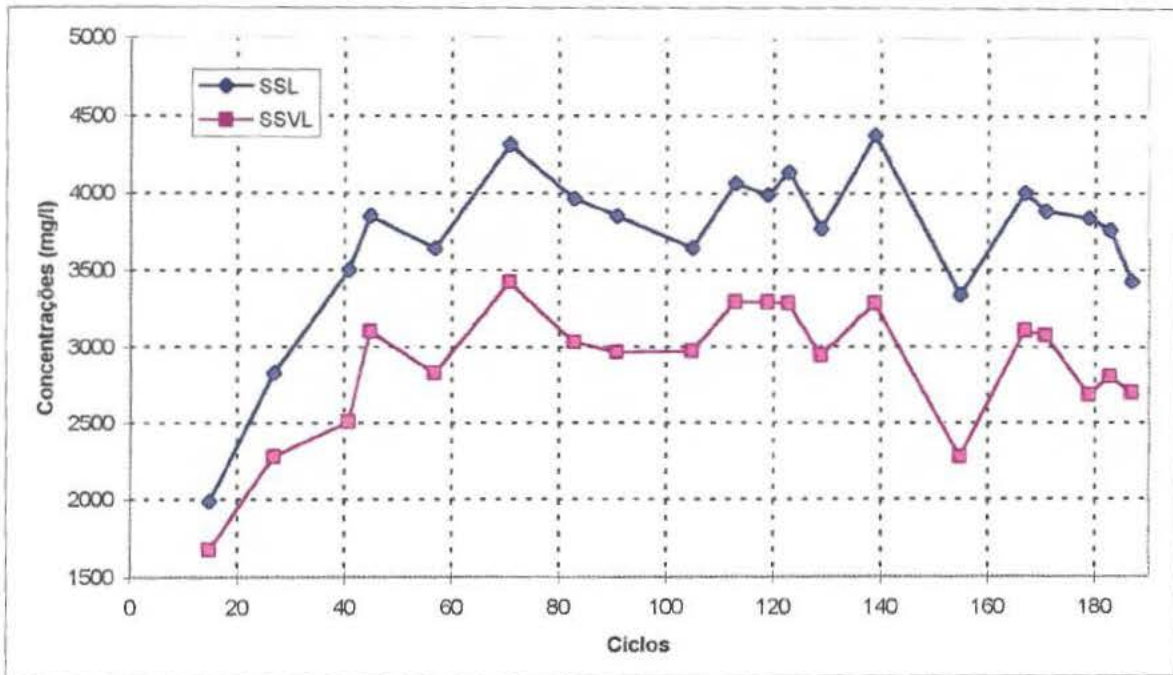


FIGURA 5.21: Sólidos suspensos e voláteis do licor no RSB 1/experimento 2

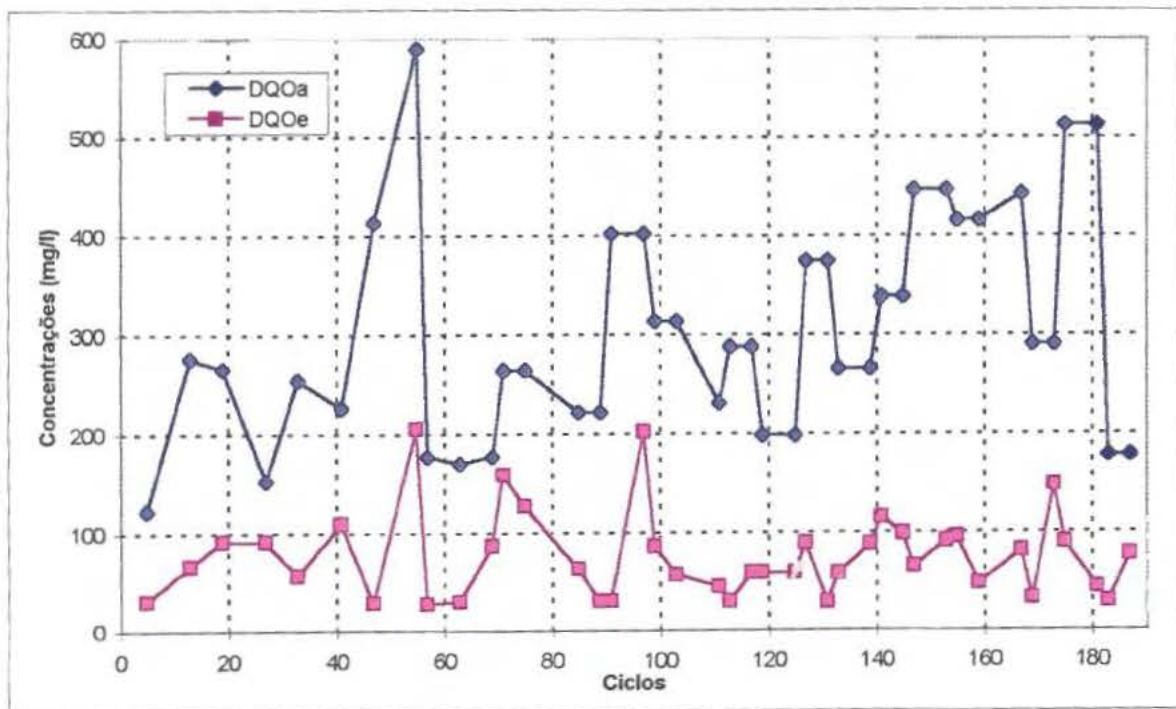


FIGURA 5.22: Demanda química de oxigênio do afluente e efluente no RSB 1 / experimento 2

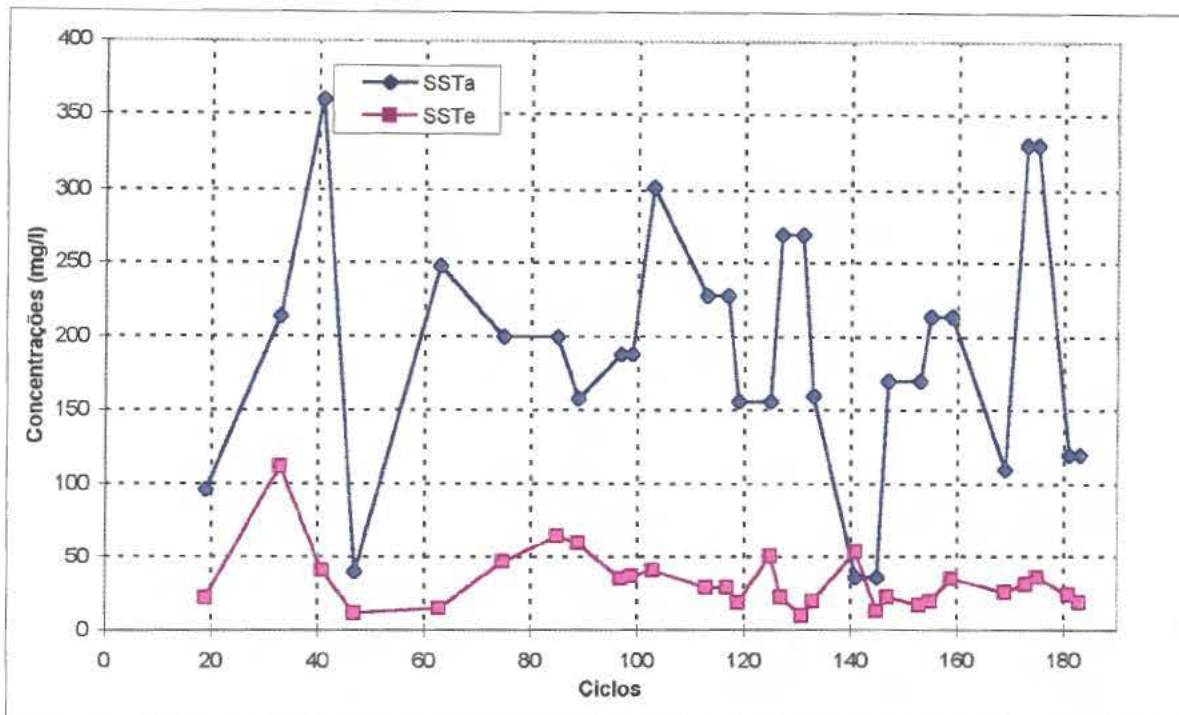


FIGURA 5.23: Sólidos suspensos totais do afluente e efluente no RSB 1 / Experimento 2

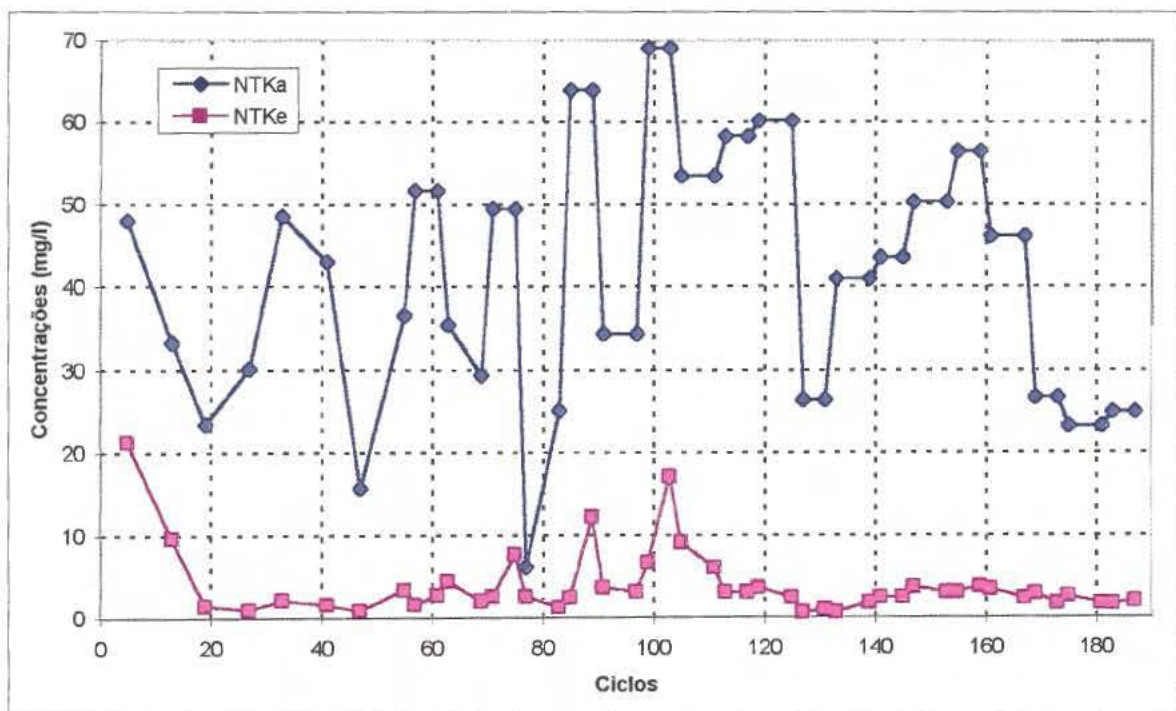


FIGURA 5.24: Nitrogênio total Kjeldahl do afluente e efluente no RSB 1 / experimento 2

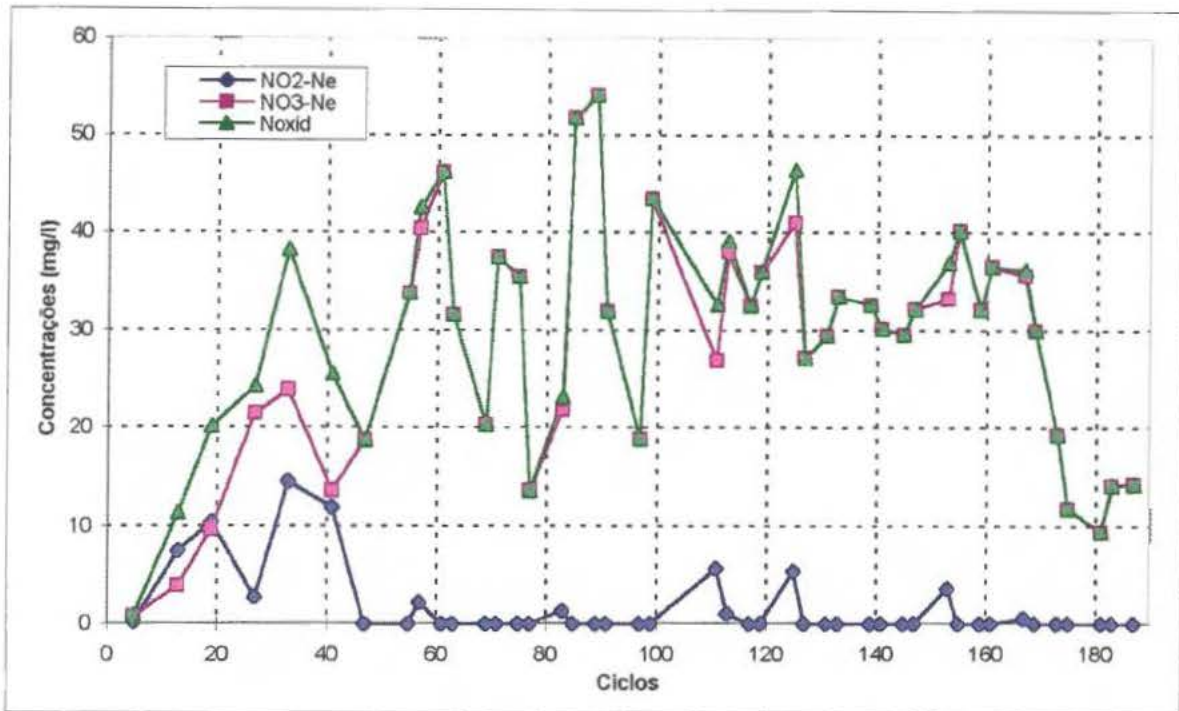


FIGURA 5.25: Nitrogênio oxidado do efluente no RSB 1 / experimento 2

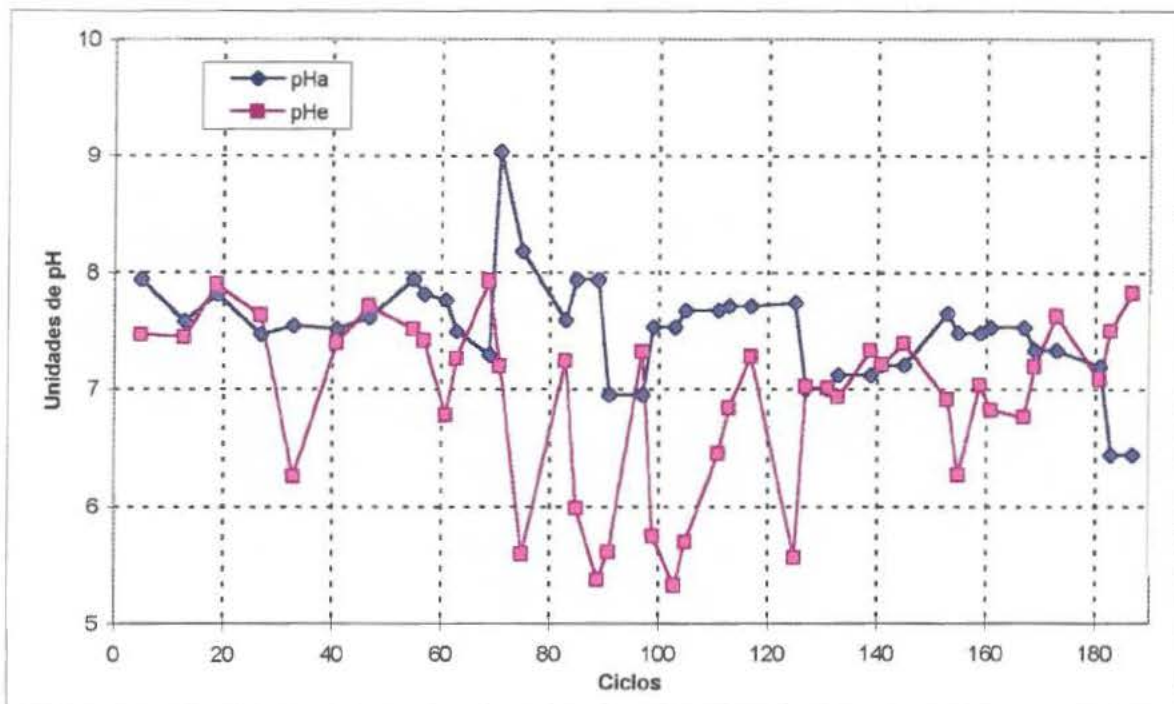


FIGURA 5.26: pH do afluente e efluente no RSB 1 / experimento 2

Como pode ser visto na Fig. 5.22, os valores das concentrações de DQO foram, na maior parte do tempo, inferiores a 80 mg/l e as concentrações de SST de acordo com a Fig. 5.23 foram inferiores a 40 mg/l, ocorrendo uma boa remoção de matéria orgânica.

As concentrações de nitrogênio (em termos de NTK) geralmente foram baixas, sendo que entre os ciclos 80-110 ocorreram valores acima de 10 mg/l. Estes valores são normais já que houve uma alta concentração do nitrogênio do afluente. Após o ciclo 120, os valores tornaram-se baixos novamente, resultando em uma nitrificação completa, sendo confirmada pelas altas concentrações de nitrito e nitrato (ver Fig. 5.25). O nitrato foi a forma predominante de nitrogênio oxidado no efluente neste experimento, já que o nitrito apresentou valores bem próximos de zero.

O pH esteve próximo a 7 na maior parte do experimento, favorecendo as bactérias *Nitrobacter*, que de acordo com Alleman (1984) prevalecem na faixa de pH de 7,2 a 7,6. Somente entre os ciclos 70 a 110, ocorreram valores próximos a 6, conforme mostra a Fig. 5.26.

Não houve inibição por amônia livre para as bactérias *Nitrobacter*. Isto já era esperado devido a composição do afluente apresentar valores bem baixos de AL.

A microfauna existente no lodo ativado, teve a sua identificação e quantificação realizadas como visto no item 4.6 neste trabalho. A Tab. 5.10 apresenta a quantificação dos microorganismos no decorrer de cada ciclo. A média do número de microorganismos/ml de ciliados fixos foi de 1746,12, estando dentro da faixa de 1000 a 10000 microorganismos/ml divulgada pela CETESB (1991) para lodos ativados. Os flagelados e rotíferos com médias de 225,54 e 967,08 microorganismos/ml, respectivamente, estão dentro da faixa de 100 a 1000 microorganismos/ml para os flagelados e 100 a 1000 microorganismos/ml para os rotíferos. As amebas com um valor médio de 14 microorganismos/ml estão abaixo da faixa de 100 a 1000 típica para um lodo ativado operando com esgoto doméstico, e os nematódeos com uma média de 309,69 microorganismos/ml estão acima da faixa encontrada de 10 a 100 microorganismos/ml.

Ao comparar-se a Tab 5.4 (experimento 1) com a Tab. 5.10 (experimento 2) é possível observar que certos gêneros só apareceram em um dos experimentos, como é o caso *Carchesium sp*, *Vaginicula sp*, *Colpoda sp*, *Urotricha sp*, *Podophrys*

TABELA 5.10: Quantificação da microfauna do RSB 1 / experimento 2 (número de microorganismos/ml)

CICLO	<i>Epistylis</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Opercularia</i>	<i>Zoothamnium</i>	<i>Suctoría</i>	<i>Aspidisca</i>	<i>Trachelophillum</i>	<i>Litonotus</i>	<i>Hemiofrys</i>	<i>Paramecium</i>	<i>Coleps</i>	<i>Cohnilembus</i>	Outros Cil. Livres	Flagelados	Amebas	Rotíferos	Nematódeos
25	0	60	1080	60	20	230	0	0	0	0	0	0	20	70	150	170	140
27	0	0	690	0	0	280	0	0	0	0	0	0	0	4000	0	80	0
31	80	0	720	0	0	450	0	0	0	0	0	0	20	3000	0	110	30
33	0	10	790	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	100	0	70	0
39	0	20	2910	0	0	20	0	0	0	0	40	0	10	100	0	20	20
41	0	40	2300	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	90	10	70	0
45	0	50	2470	50	0	0	0	0	0	0	0	0	20	100	0	40	0
47	200	0	4490	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	80	10	20	0
53	200	60	1128	0	0	90	0	0	0	0	60	0	0	2000	0	30	0
55	390	30	2320	0	0	20	0	0	0	0	70	0	90	140	10	30	0
59	1780	0	2900	0	0	150	0	0	0	0	10	0	140	10	0	60	0
67	1380	10	3090	0	0	1640	0	0	0	0	0	0	0	340	0	690	20
69	860	10	1830	0	0	2280	0	0	0	0	0	0	30	0	0	690	30
73	1320	0	1490	0	0	3760	0	0	0	0	0	0	0	0	10	660	10
75	1270	10	2260	0	0	3300	0	0	0	0	0	0	20	30	0	820	20
81	900	0	3010	0	0	6270	0	0	0	0	0	0	0	30	30	980	20
85	860	0	3190	0	30	2110	0	0	0	0	0	0	10	10	60	940	10
89	560	0	3140	0	90	440	10	0	0	0	0	0	0	10	10	960	50
95	970	40	1170	0	50	680	0	0	0	0	0	0	10	120	0	800	60
99	1460	0	300	0	10	1290	0	0	0	0	10	0	10	110	0	870	280
101	610	10	680	0	0	2320	50	10	0	0	0	0	10	20	0	1310	490
103	270	40	730	0	0	4840	50	0	0	0	0	0	20	10	0	720	610
109	20	0	1160	0	0	6060	20	0	0	0	0	0	0	10	0	1130	580
113	100	0	1310	0	0	1940	0	0	0	0	10	0	30	0	10	2200	660
117	10	0	360	0	20	2610	0	20	30	0	0	0	0	0	0	3250	1270
123	70	0	1520	0	0	160	10	10	60	0	0	0	0	0	0	2040	1270
127	0	0	2200	0	0	110	0	0	0	0	10	0	0	0	0	2120	870
131	40	0	1710	0	0	470	0	10	0	0	0	0	0	20	0	1510	720
137	0	0	2040	0	0	890	10	0	0	0	0	20	0	10	0	1250	510
141	0	0	3290	0	0	840	90	50	0	0	10	0	0	0	30	1530	1240
143	460	0	3220	0	0	1330	170	20	0	0	0	20	0	0	60	1620	860
145	60	0	2410	0	0	950	170	80	0	0	0	40	10	10	90	1320	680
151	0	0	480	0	0	60	10	30	20	0	0	0	10	0	0	830	350
155	70	0	570	0	0	250	70	10	80	20	0	30	0	0	0	2810	730
157	0	20	590	0	0	1300	450	10	0	20	0	60	0	0	0	1880	500
165	230	20	320	0	0	2570	130	10	230	0	0	10	0	10	0	1260	30
167	520	60	110	0	0	3720	30	30	0	0	0	0	10	0	30	1120	50
169	1090	0	40	0	0	630	10	40	0	0	0	0	30	20	30	1700	20
179	1530	0	110	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1810	200
181	1480	0	90	0	0	130	0	0	0	0	0	0	10	0	0	1790	210
183	1110	20	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2060	140
187	1200	50	0	0	0	740	10	0	0	0	0	10	0	0	0	1950	340

sp que apareceram só no experimento 1, enquanto que *Zoothamnium sp*, *Coleps sp*, *Cohnilembus sp* apareceram somente no experimento seguinte.

A Tab. 5.11 apresenta as espécies identificadas no RSB 1 para o experimento 2.

TABELA 5.11: Espécies identificadas no RSB 1 de acordo com seus grupos no experimento 2

Grupos Taxonômicos	Sub-grupos Taxonômicos	Espécies Observadas
Ciliados	Fixos	<i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Epistylis rotans</i> , <i>Opercularia sp</i> , <i>Zoothamnium sp</i> , <i>Vorticella sp</i> , <i>Suctorina sp</i>
	Rastejantes	<i>Aspidisca sp</i> , <i>Trachelophyllum sp</i>
	Livres	<i>Hemiophrys sp</i> , <i>Litonotus sp</i> , <i>Paramecium sp</i> , <i>Coleps sp</i> , <i>Cohnilembus sp</i> , entre outros
Amebas	-	<i>Arcella sp</i> , <i>Euglifa sp</i>
Flagelados*	-	-
Rotíferos	-	<i>Lecane sp</i> , <i>Habrotrocha sp</i> , <i>Philodina sp</i> , <i>Rotaria sp</i>
Nematódeos*	-	-

*Este estudo não abrangeu a identificação das espécies de flagelados e nematódeos

As Figs. 5.27 a 5.34 apresentam os microorganismos observados durante o experimento 2. Novamente houve a necessidade de dividir algumas figuras com índices A e B, a fim de ter-se uma melhor visualização gráfica.

A microfauna começou a estabelecer-se após um período de aclimação, em torno do ciclo 25, como pode ser visto na Fig. 5.27A, sendo que até o ciclo 70 houve uma sucessão entre protozoários e metazoários, semelhante as observadas por outros autores (McKinner e Gram, 1956).

Inicialmente foram encontrados flagelados em grandes concentrações e o estabelecimento de alguns ciliados fixos, sendo que os últimos foram dominantes, indicando um lodo maduro, com uma boa qualidade do efluente (Horasawa, 1949, apud Baines, 1953).

Dentro do subgrupo dos ciliados fixos, os gêneros *Epistylis sp* e *Opercularia sp* foram os microorganismos que se destacaram. O gênero *Opercularia sp* esteve presente, principalmente do ciclo 25 ao 165 e *Epistylis sp* do ciclo 55 ao 165, dominando novamente do ciclo 165 ao 187, como pode ser visto nas Fig. 5.28A e B.

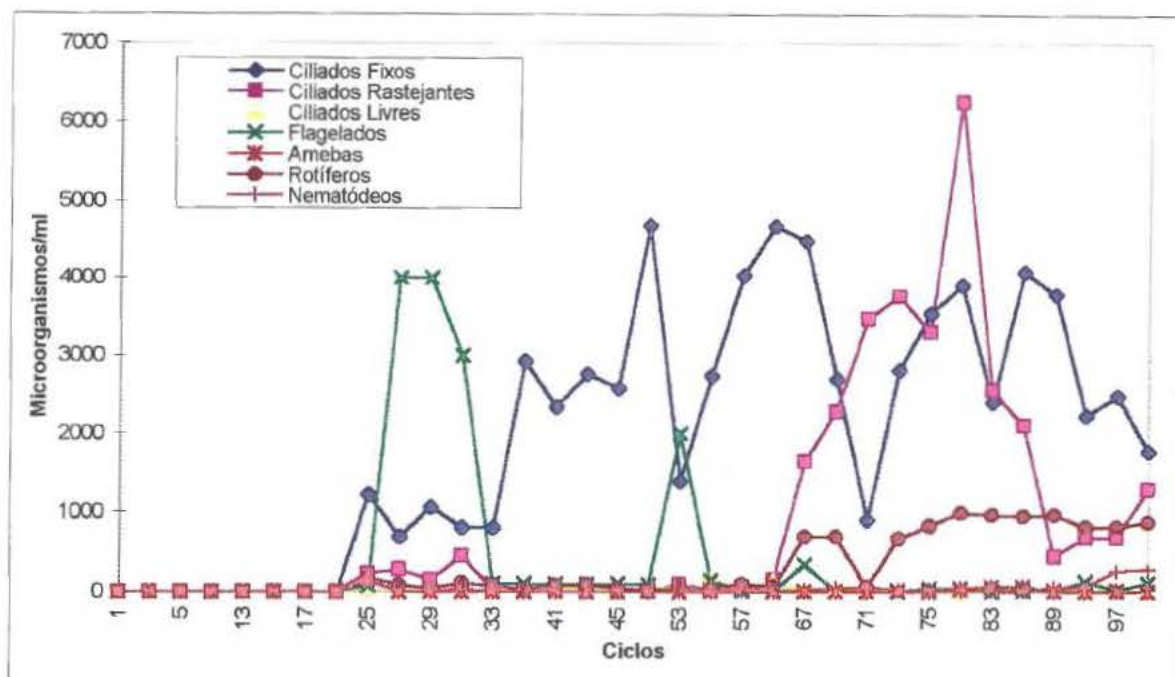


FIGURA 5.27A: Microfauna observada no RSB 1 (ciclo 1-99) / experimento 2

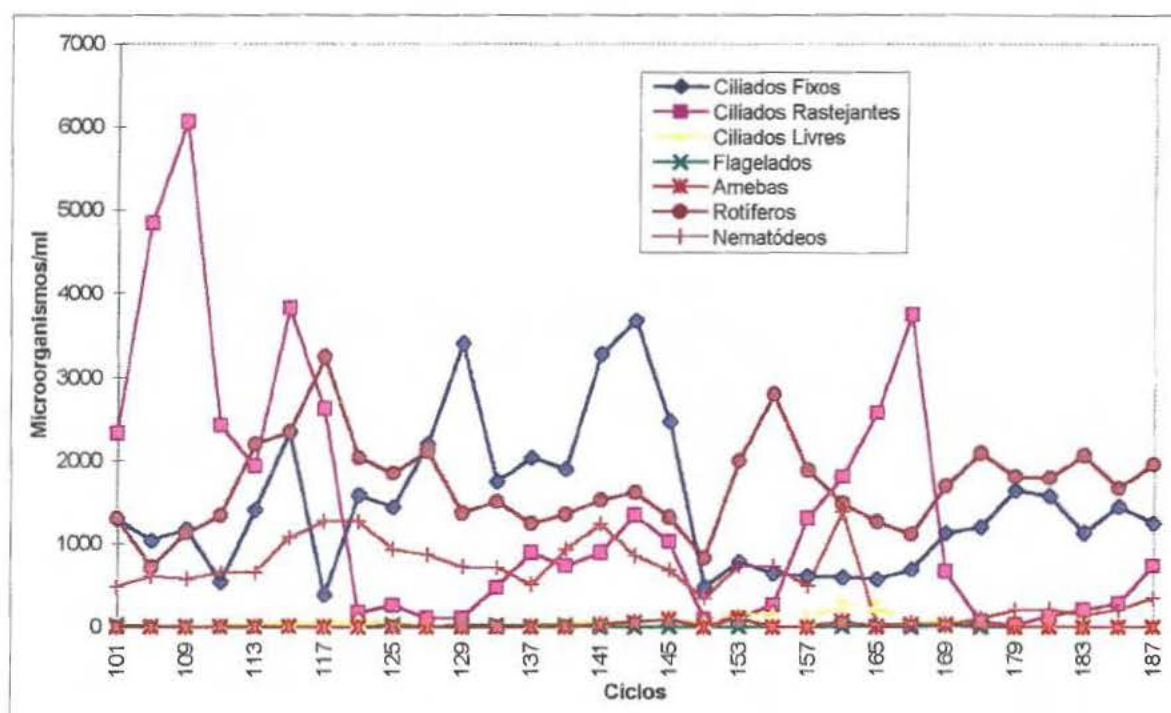


FIGURA 5.27B: Microfauna observada no RSB 1 (ciclo 100-187) / experimento 2

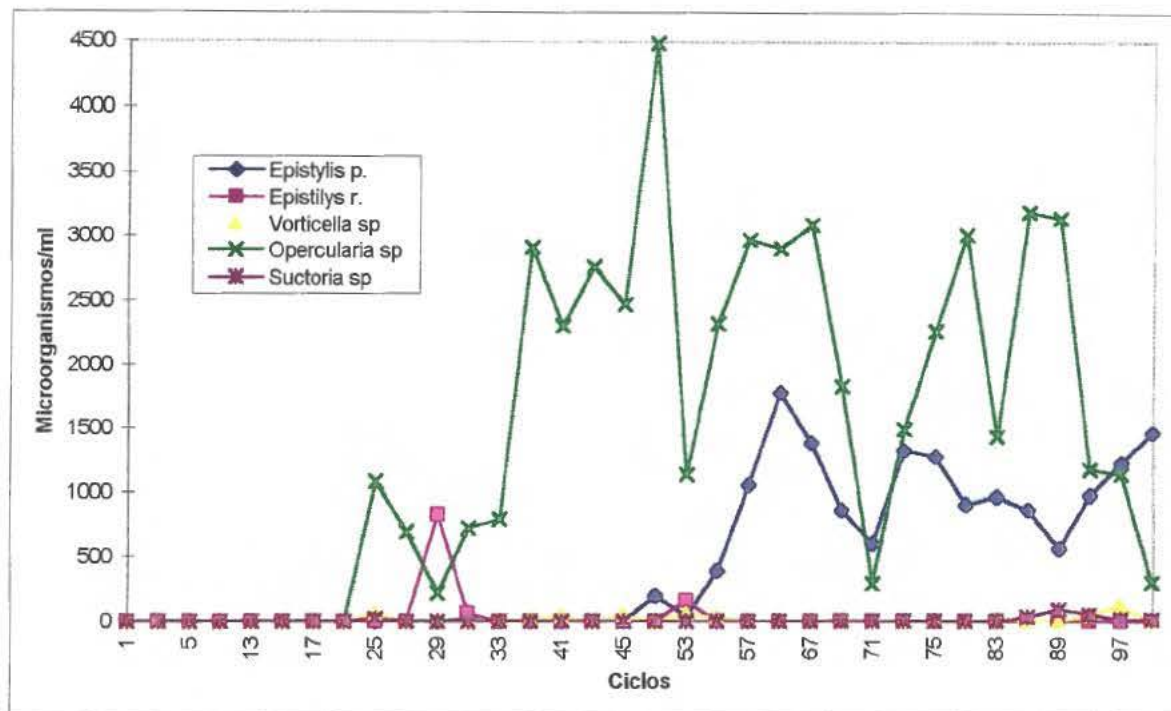


FIGURA 5.28A: Ciliados fixos do RSB 1 (ciclo 1-99) / experimento 2

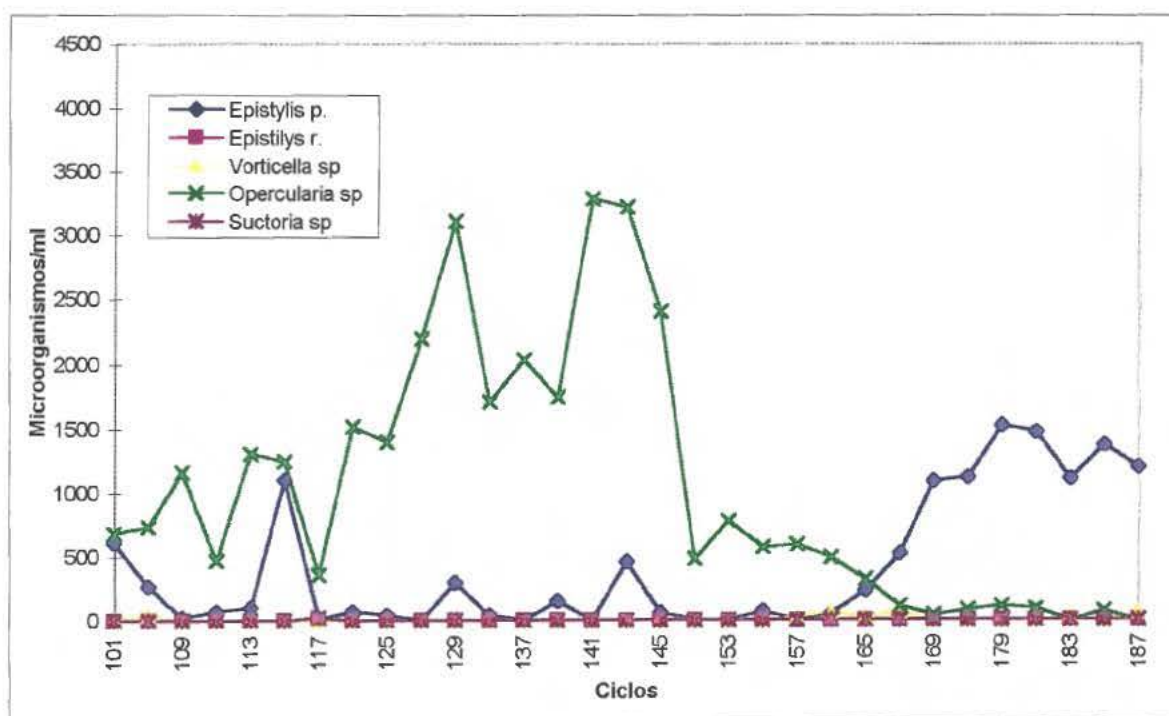


FIGURA 5.28B: Ciliados fixos do RSB 1 (ciclo 100-187) / experimento 2

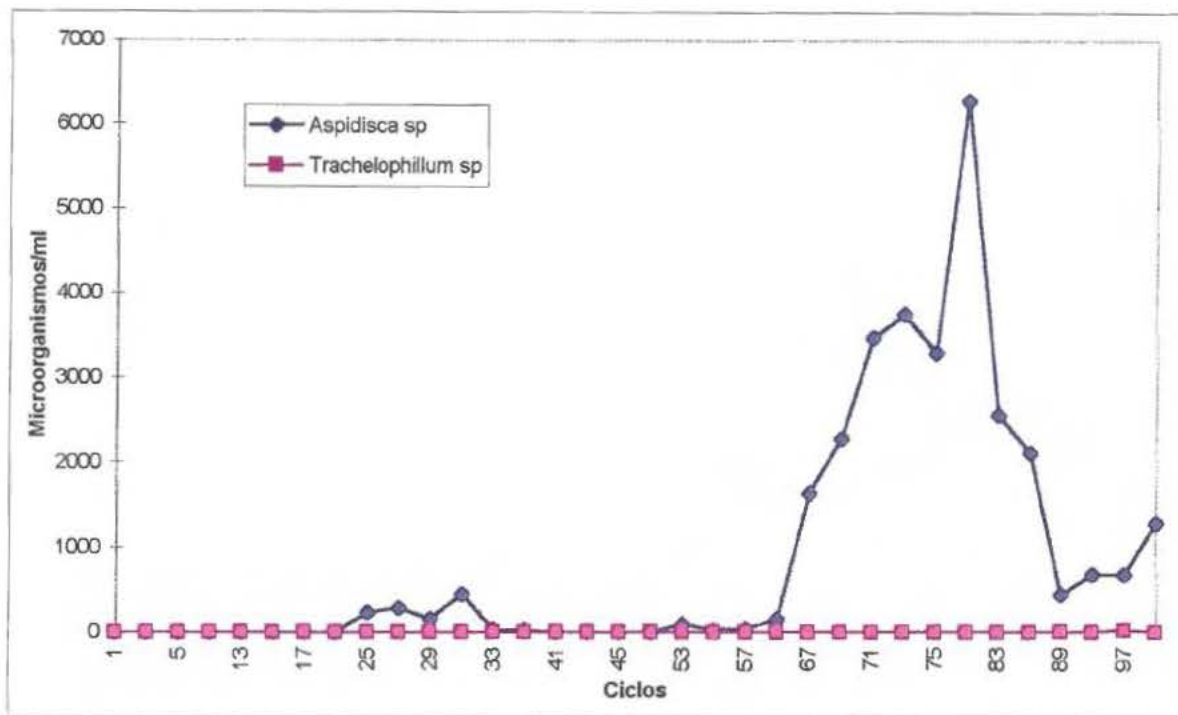


FIGURA 5.29A: Ciliados rastejantes do RSB 1 (ciclo 1-99) / experimento 2

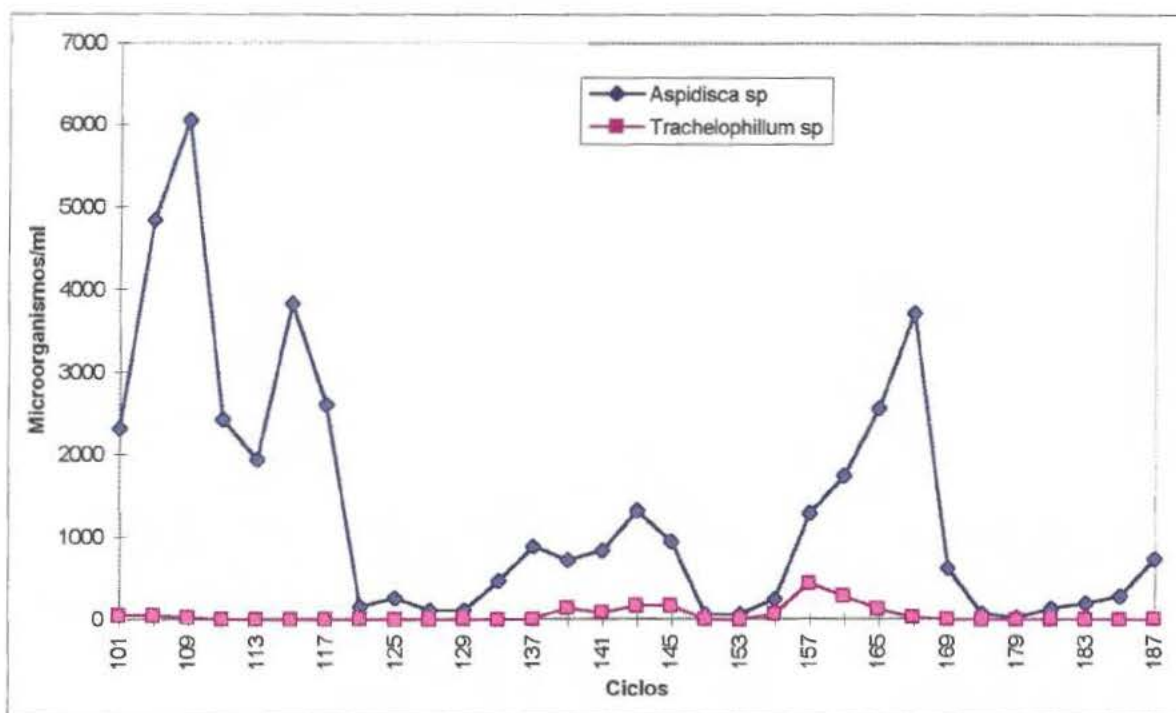


FIGURA 5.29B: Ciliados rastejantes do RSB 1 (ciclo 100-187) / experimento 2

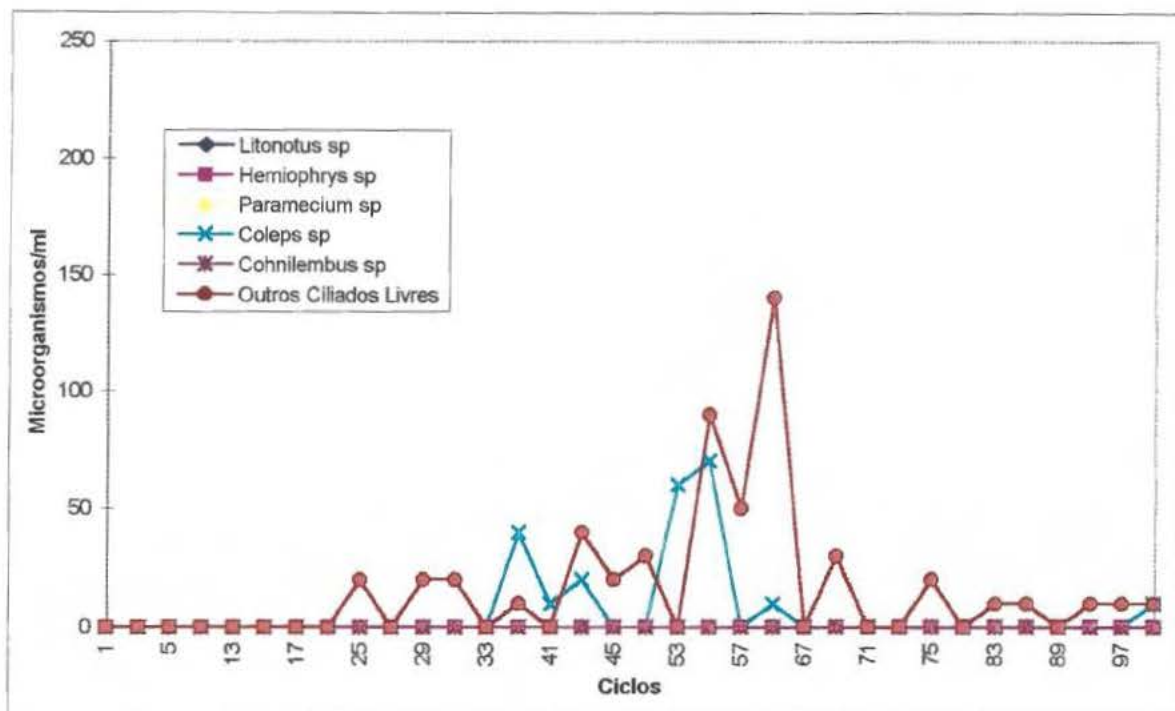


FIGURA 5.30A: Ciliados livres do RSB 1 (ciclo 1-99) / experimento 2

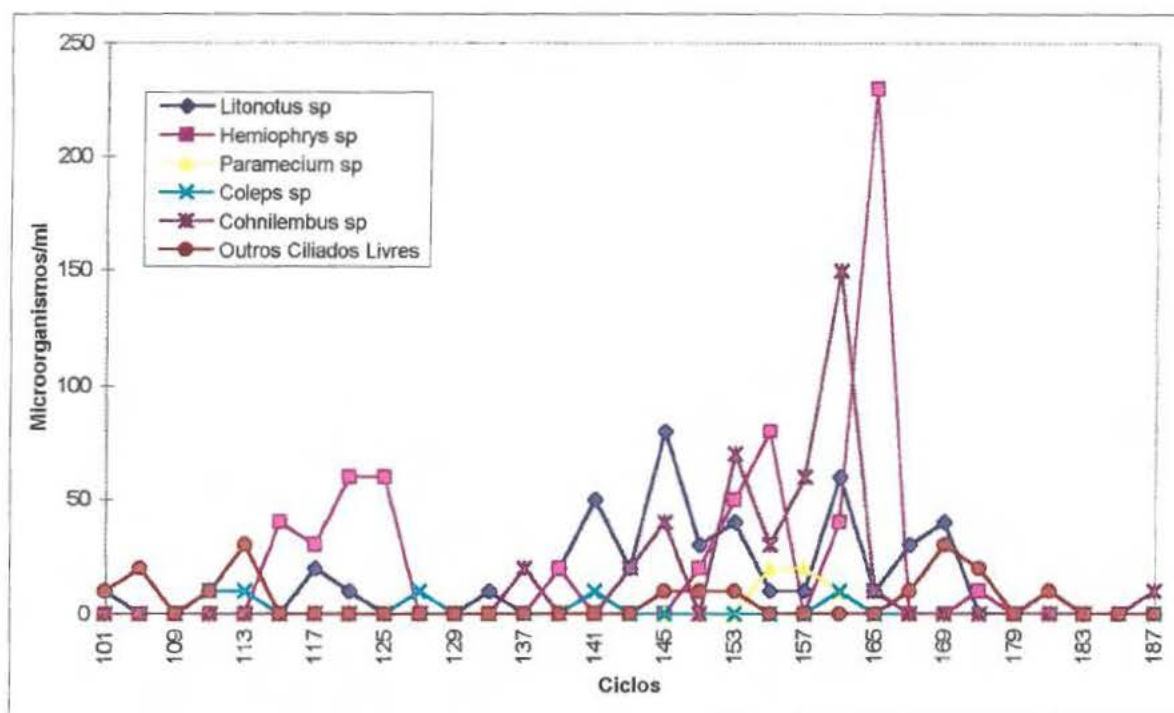


FIGURA 5.30B: Ciliados livres do RSB 1 (ciclo 100-187) / experimento 2

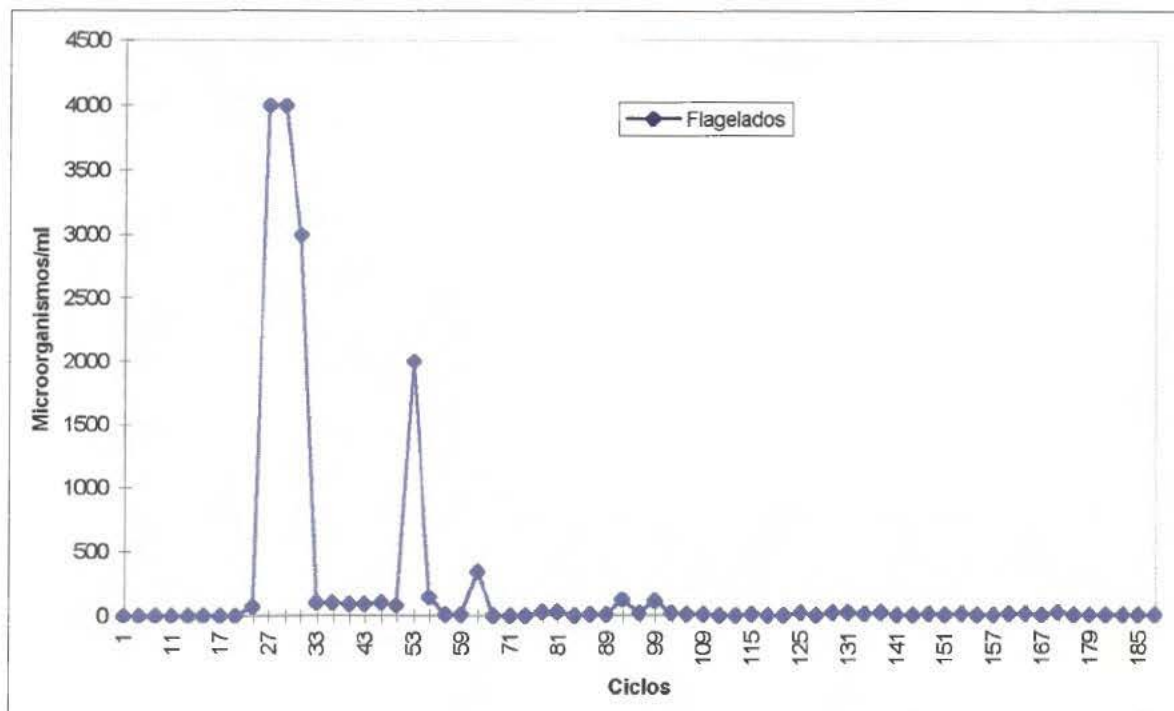


FIGURA 5.31: Flagelados do RSB 1 (ciclo 1-187) / experimento 2

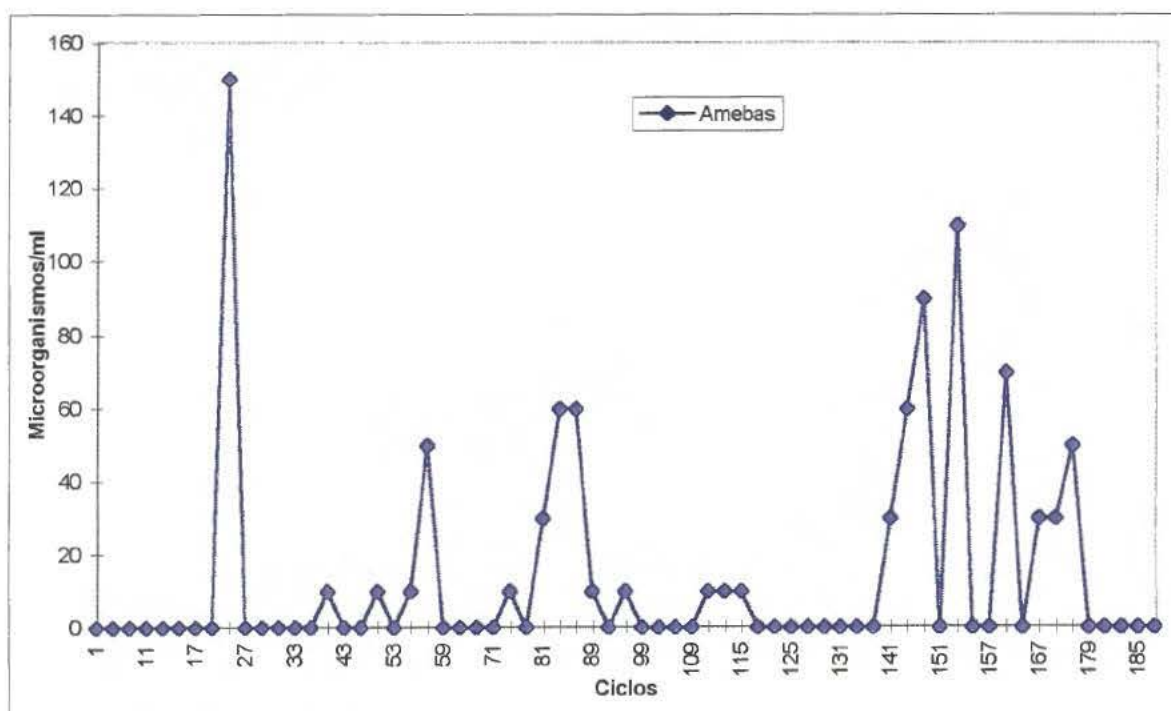


FIGURA 5.32: Amebas do RSB 1 (ciclo 1-187) / experimento 2

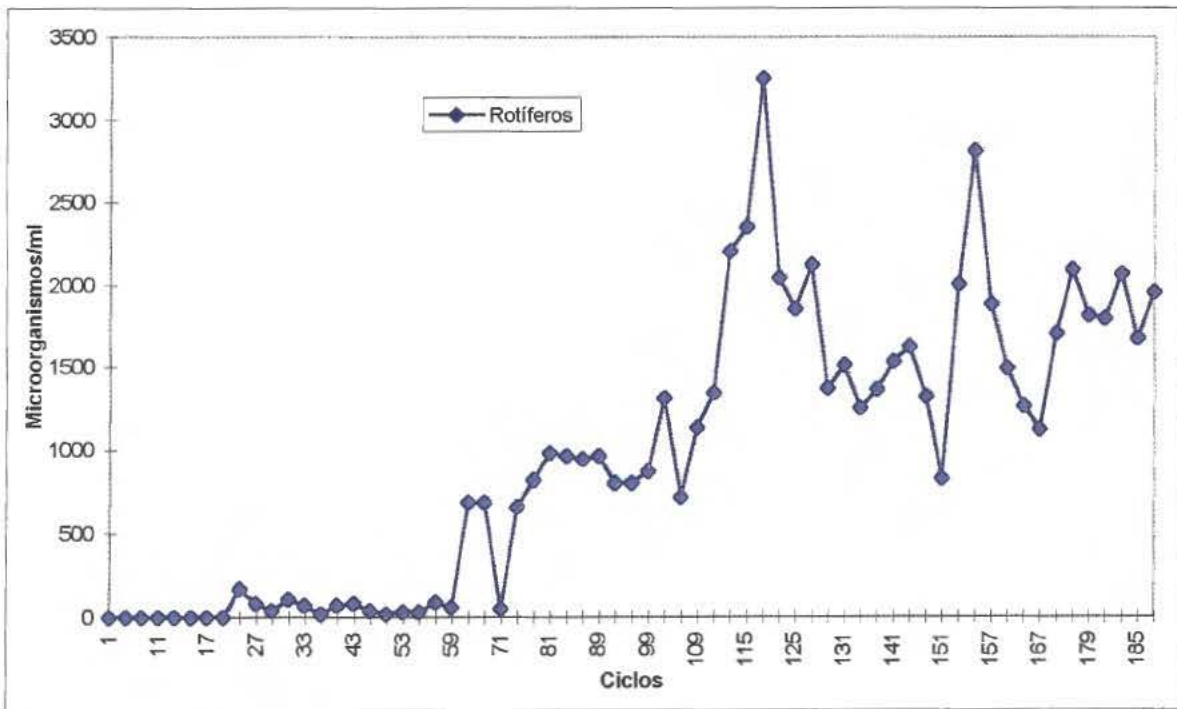


FIGURA 5.33: Rotíferos do RSB 1 (ciclo 1-187) / experimento 2

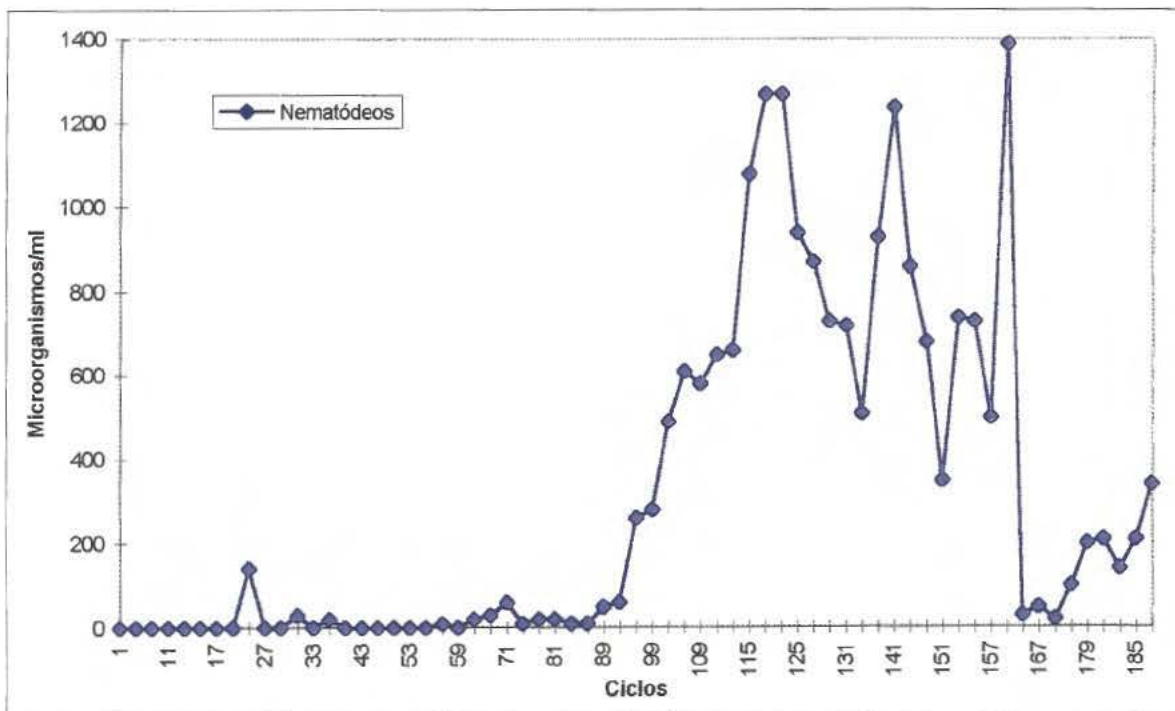


FIGURA 5.34: Nematódeos do RSB 1 (ciclo 1-187) / experimento 2

Os ciliados rastejantes estiveram presentes entre os ciclos 65 e 167, sendo o gênero *Aspidisca* dominante sobre o gênero *Trachelophyllum*. Este último foi encontrado entre os ciclos 139 ao 166, conforme mostra a Fig. 5.29B. Os ciliados livres estiveram presentes na maioria dos ciclos, porém em concentrações bem menores que os ciliados fixos. Conforme CETESB (1991), a presença de *Trachelophyllum sp* indica uma idade do lodo alta, enquanto que a presença de *Aspidisca sp* indica que está ocorrendo uma nitrificação completa. Tanto uma idade do lodo alta, como uma nitrificação completa ocorreram durante este experimento.

Os flagelados estiveram presentes em alguns ciclos, sendo mais freqüentes e em maior densidade no início, de acordo com a Fig.5.31. As amebas estiveram espalhadas ao longo dos ciclos, também em pequena densidade como pode ser visto na Fig. 5.32. Madoni *et al.* (1983) observou que as amebas estão ligadas a nitrificação.

Os metazoários foram encontrados juntamente com os protozoários. Os rotíferos ocorreram durante todos os ciclos conforme mostra a Fig. 5.33, estabelecendo-se em grande densidade a partir do ciclo 113, enquanto que os nematódeos marcaram sua presença, principalmente, entre os ciclos 101 a 165, conforme a Fig. 5.34. Poole (1984) relatou que a presença de rotíferos e nematódeos está associada com um alto grau de purificação.

Em síntese, pode-se dizer que quando houve uma queda na eficiência da nitrificação, os ciliados rastejantes diminuíram, principalmente *Aspidisca sp*. Este fato ocorreu entre os ciclos 83 a 97, também observando-se que no mesmo período houve um aumento na concentração de flagelados. Verhagen *et al.* (1992) relatou que os flagelados aumentam no lodo quando as concentrações de nitrogênio aumentam, sendo que as concentrações de nitrato são indiferentes a presença ou ausência dos flagelados.

Quando existiu uma boa eficiência da nitrificação, houve um aumento na concentração de rotíferos e ciliados fixos. Poole (1984) relatou que quando a nitrificação era completa existia a predominância de ciliados fixos e rastejantes. Pillai (1969,1975) apud Curds (1982) observou que o número de ciliados fixos aumentava devido ao aumento das concentrações de nitrito e nitrato, concluindo que os ciliados são responsáveis, em parte, pela ação da nitrificação.

5.3.1 Comparações entre os RSB 1 e RSB 2 no experimento 2

As comparações do experimento 2, entre o RSB 1 e RSB 2, podem ser vistas a partir da Fig. 5.35 a Fig. 5.40.

Os resultados das variáveis físico-químicas foram semelhantes nos dois reatores. O teste estatístico para analisar os dados foi o teste de Student (t) para duas amostras de variâncias, com um intervalo de confiança de 95% ($\alpha=0,05$). Estatisticamente não houveram grandes diferenças entre as variáveis do RSB 1 e RSB 2, apenas a média das concentrações de nitrito foram diferentes entre os reatores.

Na Tab. 5.12 podem ser vistos os valores médios das principais variáveis da performance dos dois reatores.

TABELA 5.12: Comparação entre as variáveis do RSB 1 e RSB 2 referentes ao experimento 2

Variáveis	RSB 1			RSB 2		
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo
Eficiência da nitrificação (%)	97,63	61,19	100,00	97,74	63,93	100,00
Taxa específica da nitrificação (g/kg.dia)	97,36	61,88	140,63	103,73	59,05	148,29
Remoção DQO (%)	73,41	48,92	92,87	70,66	40,00	92,59
Remoção SST (%)	82,89	47,66	96,75	83,01	65,89	96,36
Remoção NTK (%)	90,46	55,63	98,51	91,00	41,68	98,92
Perda de nitrogênio (%)	25,80	0,69	90,87	35,70	5,34	66,28
Consumo de alcalinidade como g CaCO ₃ /g NH ₄ ⁺ - N	6,61	3,36	11,51	6,49	2,96	9,06

Como pode ser visto na Fig. 5.35, os sólidos suspensos do licor tiveram um crescimento de 2000 a 4000 mg/l até o ciclo 80, onde a partir de então, mantiveram-se na faixa próxima a 4000 mg/l, para os dois reatores.

Os valores da remoção de DQO foram próximos para os dois RSB, conforme pode ser visto na Fig. 5.36. Também houve uma boa remoção de SST, obtendo-se um valor médio próximo de 83% para ambos os reatores, como mostra a Fig. 5.37.

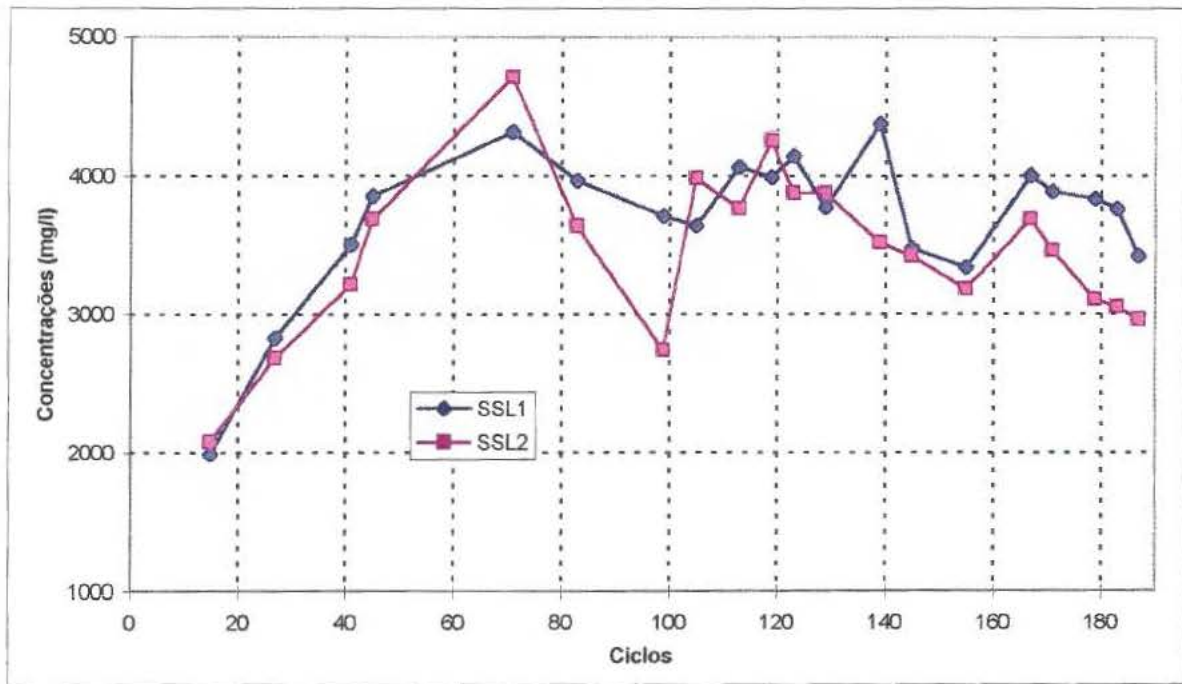


FIGURA 5.35: Sólidos suspensos do licor do RSB 1 e RSB 2 / experimento 2

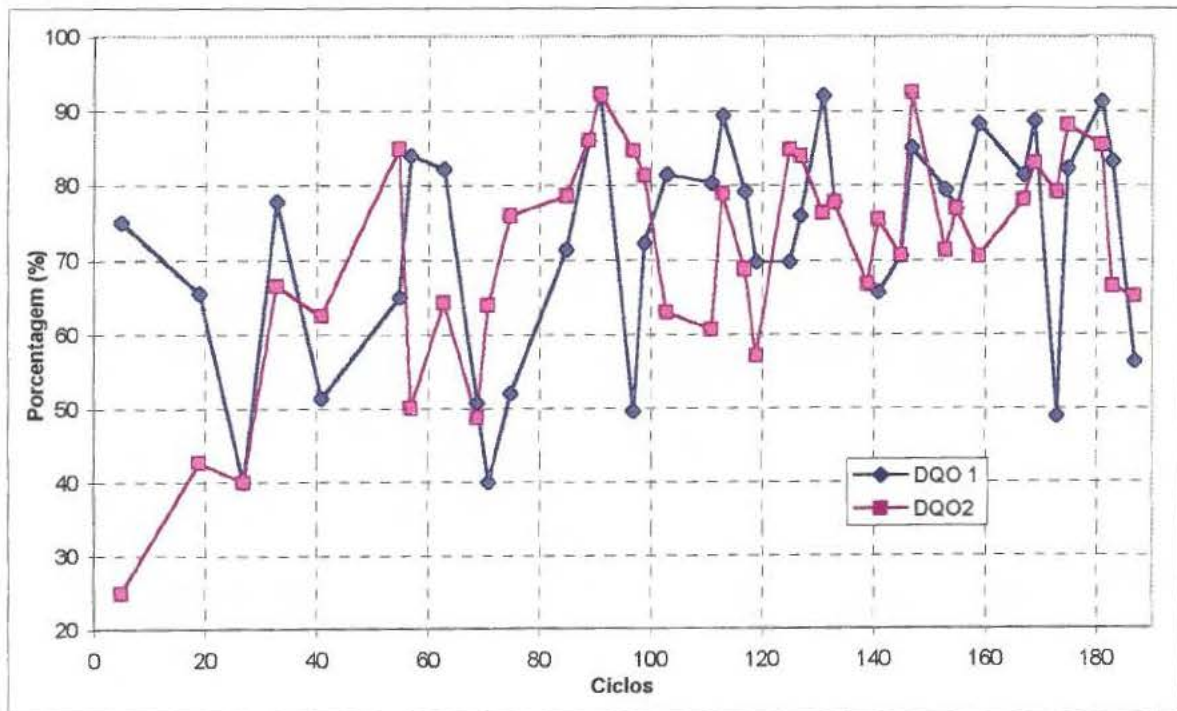


FIGURA 5.36: Remoção da DQO do RSB 1 e RSB 2 / experimento 2

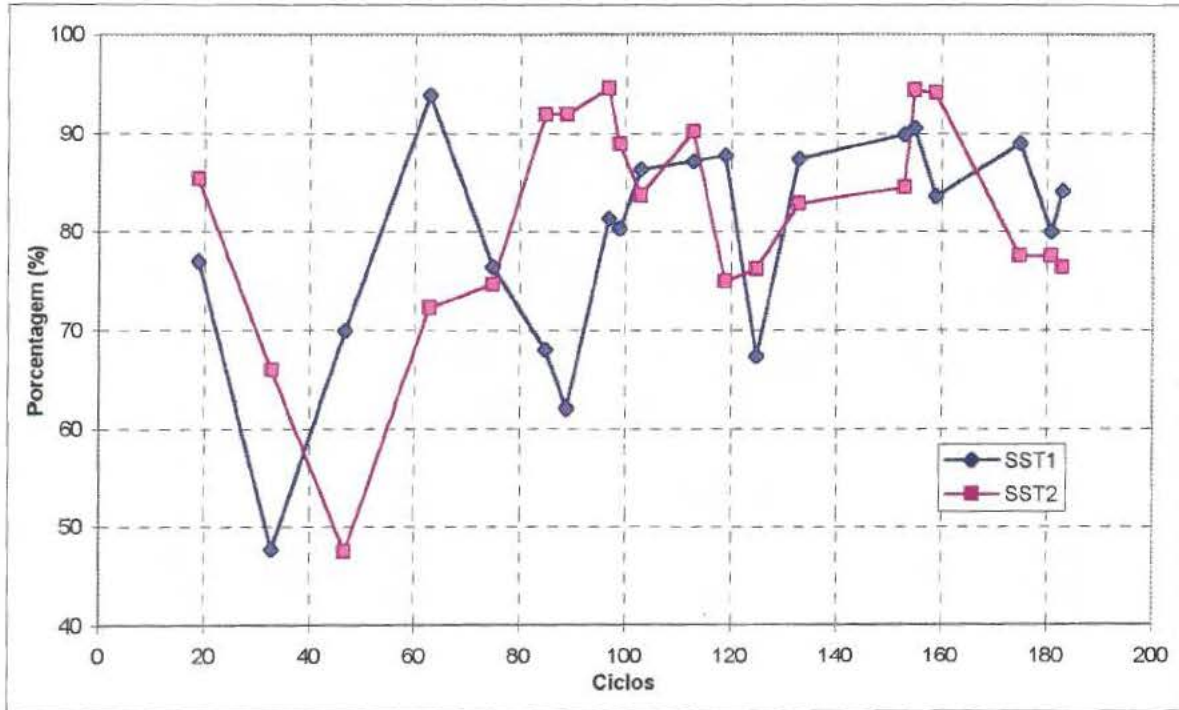


FIGURA 5.37: Remoção de SST do RSB 1 e RSB 2 / experimento 2

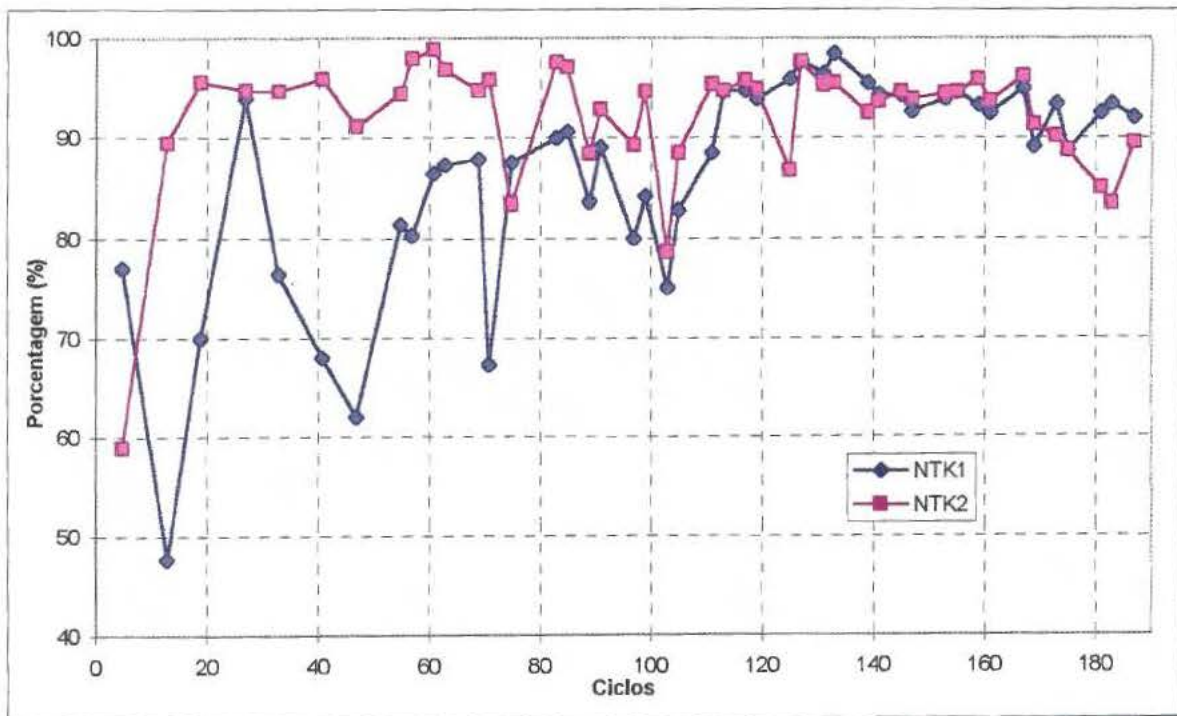


FIGURA 5.38: Remoção de NTK do RSB 1 e RSB 2 / experimento 2

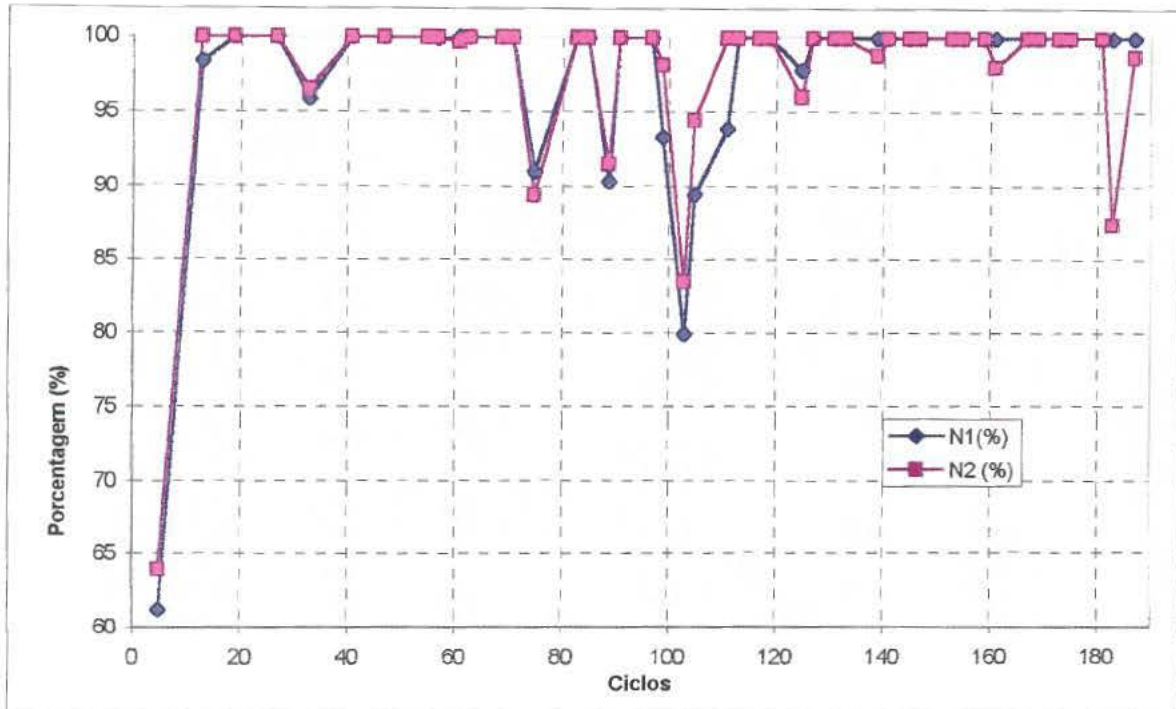


FIGURA 5.39: Eficiência da nitrificação do RSB 1 e RSB 2 / experimento 2

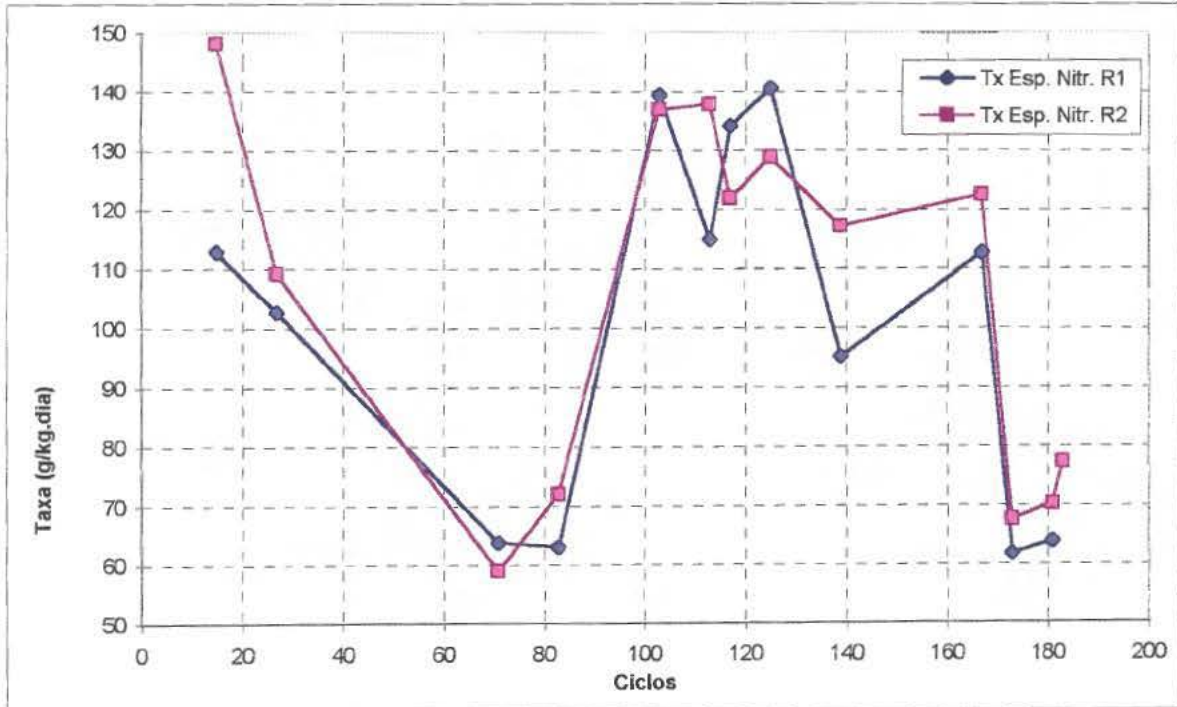


FIGURA 5.40: Taxa específica da nitrificação do RSB 1 e RSB 2 / experimento 2

A remoção de nitrogênio em termos de NTK foi semelhante nos dois reatores, apresentando valores próximos a 100%, exceto próximo ao ciclo 80 onde houve uma queda, conforme pode ser visto na Fig. 5.38.

A eficiência da nitrificação apresentou valores próximos de 100%, em geral, para os dois reatores. Entre os ciclos 80 e 100, o RSB 1 teve uma queda na eficiência, mas voltou ao normal, como pode ser visto na Fig.5.39.

Os valores encontrados neste experimento para a taxa específica da nitrificação podem ser vistos na Fig. 5.40. Os valores observados para esta variável estiveram entre 61,82 g/kg.dia e 140,63 g/kg.dia para o RSB 1, e 59,05 g/kg.dia e 148,29 g/kg.dia para o RSB 2. Estes valores estão acima dos encontrados para RSB, com um valor médio de aproximadamente 30 g/kg.dia (Cybis, 1992).

As perdas de nitrogênio neste experimento foram de 25,80% e 23,64% para os RSB 1 e RSB 2, respectivamente.

O consumo real da alcalinidade apresentou um valor médio de 6,61 g de CaCO_3 / g NH_4^+ - N oxidado para o RSB 1 e 6,49 g de CaCO_3 /g NH_4^+ - N oxidado para o RSB 2, não ocorrendo grandes diferenças entre os dois reatores.

Quanto a observação da microfauna, os resultados foram semelhantes no RSB1 e RSB 2, sendo as espécies encontradas no lodo as mesmas para os dois reatores. Observou-se que os rotíferos estiveram presentes em maior quantidade no RSB 1, principalmente do ciclo 53 a 99. Os nematódeos foram encontrados com uma densidade maior no RSB 1, estabelecendo-se primeiro neste reator e também por um período maior.

5.3.2 Perfil dos RSB

Antes da conclusão deste experimento foi realizado o perfil temporal de cada um dos reatores, com o objetivo de analisar como se comportariam as variáveis físico-químicas durante um ciclo. Como os resultados foram semelhantes, será comentado apenas o RSB 1.

Para a realização do perfil, o reator foi alimentado como os demais ciclos, com aerador e misturador ligados, e depois de transcorrida uma hora de reação, coletou-se a primeira amostra para a determinação das análises físico-químicas. As demais amostras foram coletadas de uma em uma hora, durante as seis horas de reação restantes, até o reator chegar na fase de sedimentação.

As Figs. 5.41 a 5.47 apresentam a evolução no tempo das principais análises realizadas durante o perfil.

Como esperado para o processo de aeração extendida, os valores de SSL demonstraram a ocorrência de um crescimento bacteriano, apresentando um valor de 0,35 mg SSL / mg DQO. Este valor está dentro da faixa observada na literatura 0,35 a 0,70 mg SSL / mg DQO (Alleman, 1978; Barnes e Bliss, 1983; Grandie e Lim, 1980).

A Fig. 5.42 mostra que o processo de degradação da matéria orgânica é extremamente rápido. Após a primeira hora de reação, os valores de DQO filtrada já atingiram os níveis comuns do efluente. Ao final, pode ter ocorrido um aumento da concentração devido a respiração endógena.

A Fig. 5.43 comprova que a nitrificação foi completa. O NTK que permanece é devido ao nitrogênio orgânico recalcitrante. O nitrogênio total aumentou um pouco ao final do ciclo, o que talvez possa ser explicado pela liberação de nitrogênio orgânico para o meio pela fase endógena. A partir das curvas de NTK e SSL calculou-se a taxa específica da nitrificação mínima de 157,20 g/kg.dia e a máxima foi de 354,09 g/kg.dia. Palis e Irvine (1985) apresentaram uma faixa de 21,6 a 62,4 g/kg.dia, utilizando RSB na remoção de nitrogênio. Oleszkiewicz e Berquist (1988) num estudo realizado para diferentes temperaturas em RSB, para os processos de nitrificação e denitrificação, tiveram valores de 63 a 185 g/kg.dia.

A Fig. 5.45 mostra os valores de nitrito e nitrato durante a duração do ciclo. É importante notar que houve um acúmulo de aproximadamente 14,22 mg/l de nitrogênio oxidado do ciclo anterior, presentes nos dois litros de lodo. Deste modo, espera-se que haja uma concentração alta de nitrogênio oxidado no início do ciclo, mas o que realmente acontece é que a concentração está em torno de zero. Este fato pode ser explicado pela denitrificação ocorrendo no período do descanso, já que o reator encontra-se numa fase anaeróbia. Neste período houve uma liberação de gases, fazendo com que muitas vezes houvesse a flotação do lodo.

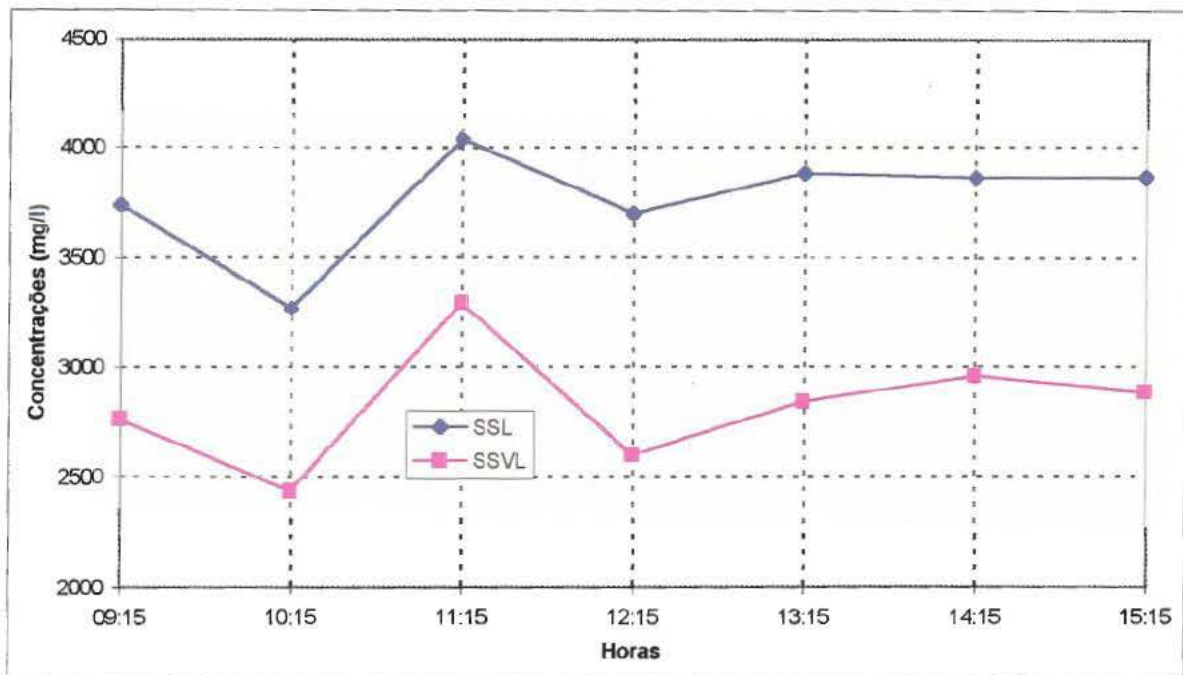


FIGURA 5.41: Perfil dos SSL e SSVL do RSB 1 / Experimento 2

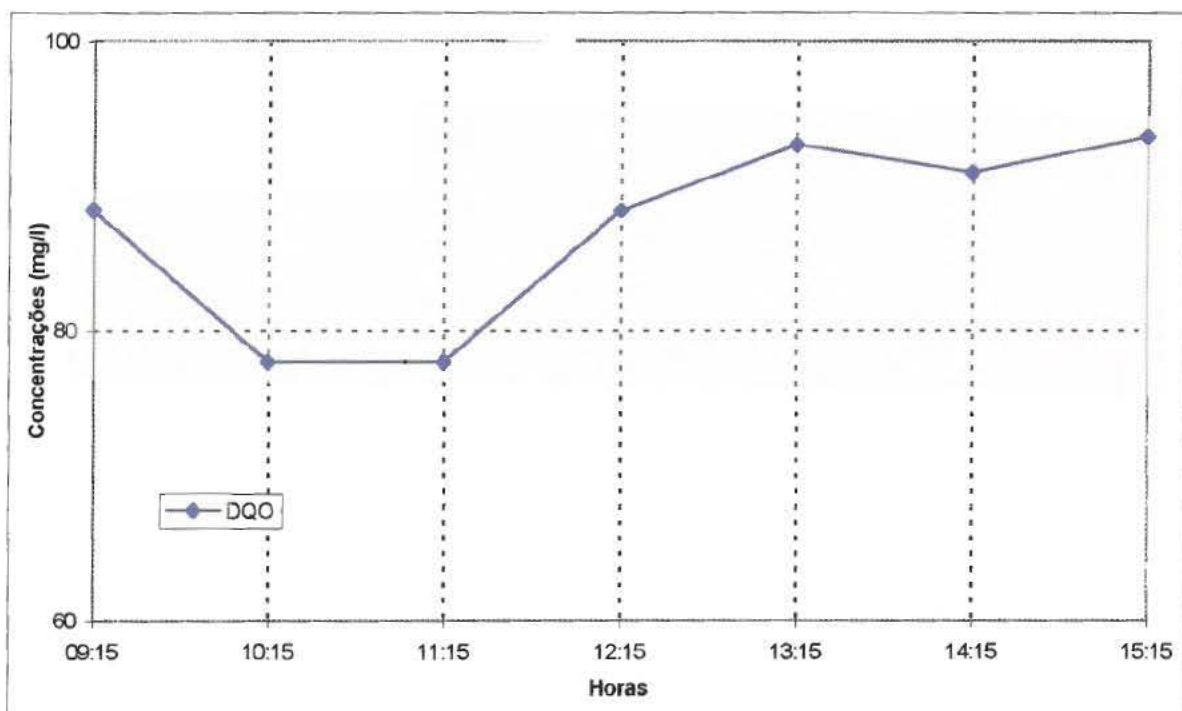


FIGURA 5.42: Perfil da DQO do RSB 1 / Experimento 2 (amostra filtrada)

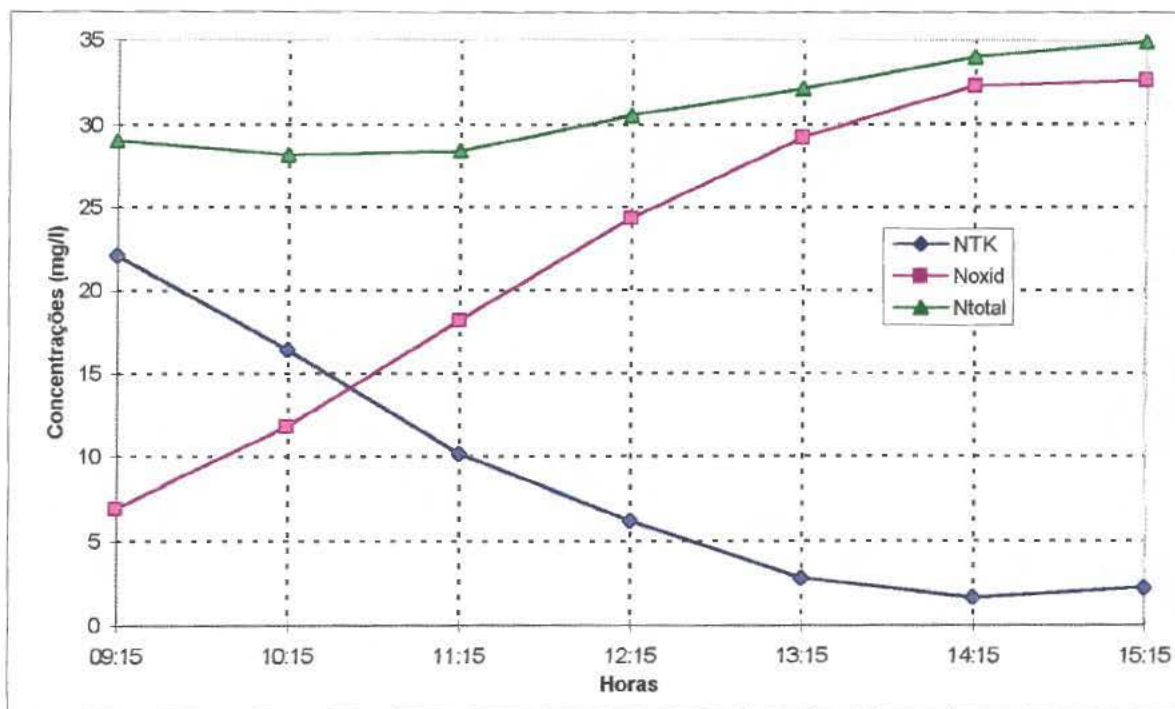


FIGURA 5.43: Perfil do Nitrogênio do RSB 1 / Experimento 2 (amostra filtrada)

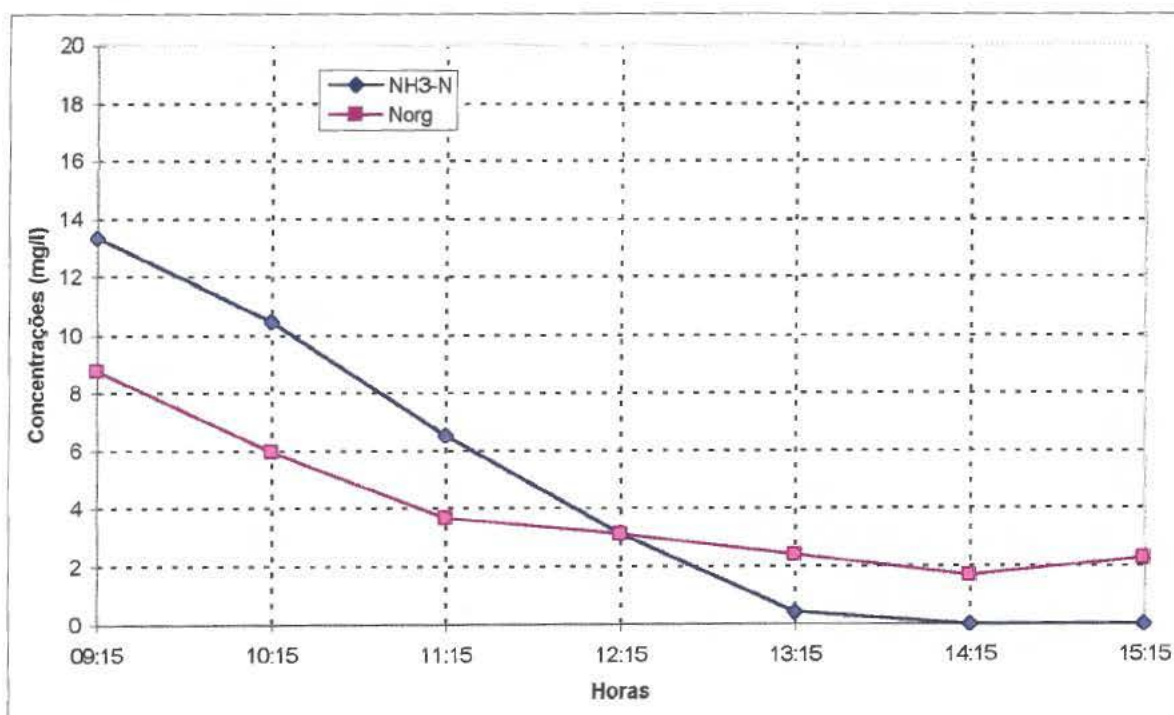


FIGURA 5.44: Perfil do NTK do RSB 1 / Experimento 2 (amostra filtrada)

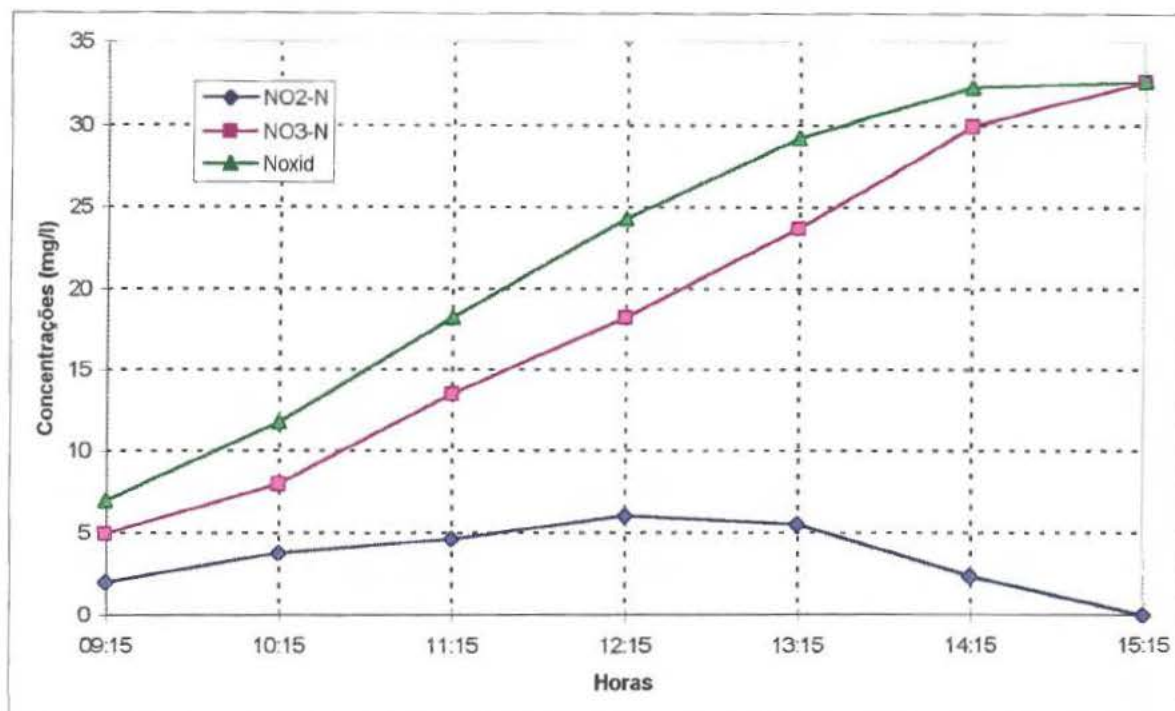


FIGURA 5.45: Perfil do nitrogênio oxidado do RSB 1 / Experimento 2 (amostra filtrada)

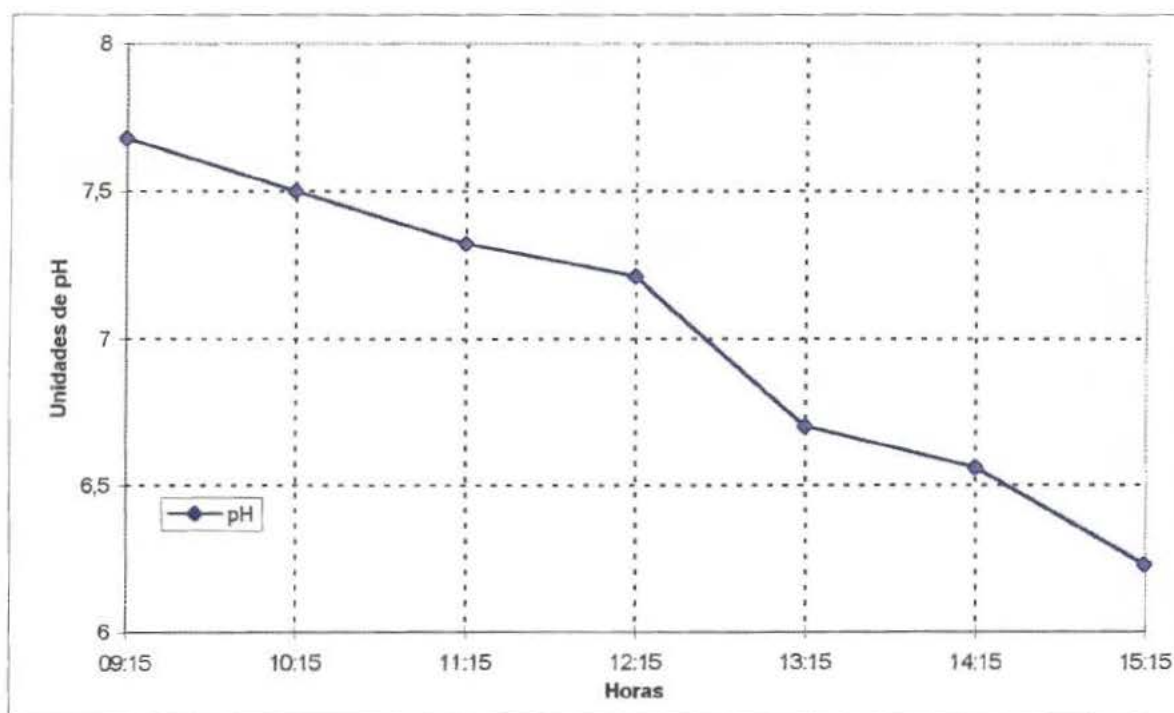


FIGURA 5.46: Perfil do pH do RSB 1 / Experimento 2

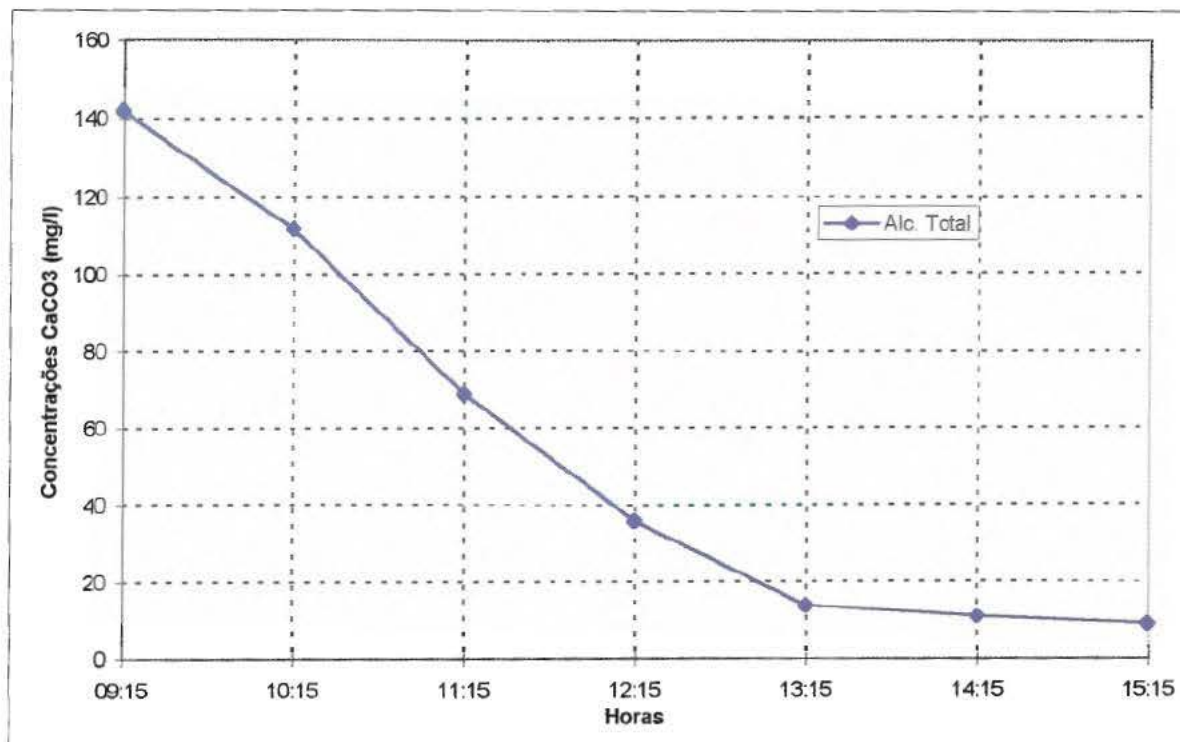


FIGURA 5.47: Perfil da alcalinidade total do RSB 1 / Experimento 2 (amostra filtrada)

Observou-se que as concentrações de nitrato foram maiores que as do nitrito, principalmente no final, sendo que a concentração de nitrito foi praticamente zero e a do nitrato foi de 32,69 mg/l. Pode-se dizer que não houve acumulação de nitrito neste caso.

A amônia com uma concentração de 27,79 mg/l, no início da aeração, coincide com um pH próximo de 7,7. Baseados nestes dados, pode-se dizer que a concentração de amônia livre foi de aproximadamente 0,54 mg/l. Este valor está acima do limite de 0,1 mg/l definido por Barnes e Bliss (1983). Pode ocorrer, portanto, uma inibição para as *Nitrobacter*. No período de reação há um rápido decaimento da concentração de amônia livre (aproximadamente zero), não sendo um fator de inibição.

As curvas de pH e alcalinidade confirmam a ocorrência do processo de nitrificação. Houve um consumo de alcalinidade de 4,70 g de CaCO_3 / g NH_4^+ - N. Além disto, como pode ser visto se não for acrescentado bicarbonato de sódio ao afluente, a alcalinidade no final da reação apresentará uma concentração muito baixa. Conforme mostra a Fig. 5.46, a curva do pH baixou de 7,7 para 6,2, havendo uma tendência desta variável apresentar valores próximos a 6.

5.4 - Correlação entre a microfauna e as variáveis físico-químicas dos experimentos 1 e 2

Com a finalidade de utilizar-se a observação da microfauna como uma variável adicional para o controle operacional dos RSB, foi feita uma verificação estatística, para saber qual a correlação existente entre cada gênero ou espécie encontrada com os resultados das análises físico-químicas. Esta correlação foi verificada através da utilização da regressão múltipla entre os dados agrupados de acordo com variáveis em comum, resultando equações que tentam explicar o aparecimento de certas espécies no lodo a partir das características físico-químicas presentes no esgoto.

Para chegar-se às equações resultantes foram estudadas várias possibilidades de agrupamento dos dados existentes. Primeiramente os dados foram agrupados para cada reator de cada experimento, ou seja, analisou-se os

dados do RSB 2 no experimento 1, separadamente dos dados do RSB 1 no experimento 2 (reatores que tiveram seus resultados aqui comentados). Foi feita ainda a regressão múltipla para dados de todo o RSB 1, independente do experimento, assim como para o RSB 2. Por último analisou-se os dados do RSB 1 e RSB 2 agrupados todos juntos, independentes do experimento. Os dados foram analisados tanto para o esgoto de entrada como para o efluente.

As equações resultantes, a princípio, possuíam pouco significado matemático. Foi preciso analisá-las também, acoplando um significado físico de modo a selecionar àqueles de interesse.

As variáveis independentes nas equações representam as variáveis físico-químicas e as dependentes, os gêneros ou espécies, utilizando-se o teste estatístico de Fisher (F) para verificar a correlação entre as variáveis. Juntamente com as equações, encontra-se o coeficiente que explica o quanto as variáveis estão interligadas (r^2). Observou-se que os valores de r^2 diminuíram à medida que houve um agrupamento de um número maior de dados, devido a existência de uma maior variação dos mesmos.

As equações que serão apresentadas e comentadas a seguir, foram analisadas a partir dos três agrupamentos em conjunto, resultando equações que tentam explicar a presença da microfauna baseada nas características físicas e químicas do meio. No anexo E encontram-se as equações resultantes para cada caso separadamente.

As equações resultantes da regressão múltipla, juntamente com o coeficiente de determinação múltipla (r^2) são:

$$\text{Flagelado} = 1943,60 + 1,03 \text{ DQO} - 2,45 \text{ SSL} + 2,50 \text{ SSVL} \quad (r^2=0,30) \quad (5.1)$$

$$\text{Epistylis rotans} = - 1796,61 - 51,57 \text{ IVL} - 5,94 \text{ SST} \quad (r^2=0,39) \quad (5.2)$$

$$\text{Rotíferos} = 3200,86 + 11,63 \text{ Efic N} - 78,66 \text{ pH}_e + 9,81 \text{ Alc}_e - 9,8 \text{ NH}_3\text{-N}_e \quad (r^2 = 0,62) \quad (5.3)$$

$$\text{Aspidisca sp} = 2661,94 + 24,41 \text{ Efic N} - 596,37 \text{ pH} + 4,43 \text{ Alc} - 4,1 \text{ NH}_3\text{-N} \quad (r^2 = 0,22) \quad (5.4)$$

$$\text{Flagelado} = 246,27 - 2,21 \text{ Efic N} + 5,94 \text{ pH} - 0,18 \text{ Alc} + 23,10 \text{ NH}_3\text{-N} \quad (r^2 = 0,18) \quad (5.5)$$

$$\begin{aligned} \text{Epistylis sp} &= - 253,85 - 2,96 \text{ NTK} + 2,57 \text{ NO}_2\text{-N} + 74,57 \text{ NO}_3\text{-N} - 2,55 \text{ Tx} + 90,08 \\ &\text{Cons. Alc } (r^2 = 0,52) \end{aligned} \quad (5.6)$$

$$\begin{aligned} \text{Amebas} &= 14,55 - 0,61 \text{ NTK} - 0,04 \text{ NO}_2\text{-N} + 0,019 \text{ NO}_3\text{-N} - 0,07 \text{ Tx} + 1,23 \text{ Cons. Alc} \\ &(r^2 = 0,79) \end{aligned} \quad (5.7)$$

$$\begin{aligned} \text{Aspidisca sp} &= -176,64 + 3,47 \text{ NTK} + 16,32 \text{ NO}_2\text{-N} + 75,41 \text{ NO}_3\text{-N} - 6,36 \text{ Tx} + 84,62 \\ &\text{Cons. Alc } (r^2 = 0,54) \end{aligned} \quad (5.8)$$

$$\text{Amebas} = - 5,76 + 20,02 \text{ AL} - 1347,26 \text{ ANL} + 1,22 \text{ Perda de N } (r^2=0,45) \quad (5.9)$$

Como pode ser verificado através da equação 5.1, o número de flagelados é inversamente proporcional a concentração de sólidos suspensos do licor, ou seja há uma tendência, quando da partida da estação de tratamento, dos flagelados estarem presentes em grande quantidade. Como já foi comentado anteriormente, na partida do processo eles são um dos primeiros microorganismos a habitarem o lodo.

Quando há uma boa sedimentação do lodo, ocorre um valor menor do IVL e uma concentração menor de SST no efluente, estando esta verificação associada a presença de protozoários fixos. Este fato pode ser verificado através da equação 5.2.

Rotíferos e *Aspidisca sp*, conforme as equações 5.3 e 5.4, estão ligados a eficiência da nitrificação e a alcalinidade do meio, sendo diretamente proporcionais a estas variáveis e inversamente proporcionais ao pH e amônia, as quais podem estar correlacionados ao efeito inibitório causado pela presença da amônia livre. Comparando-se a densidade dos Rotíferos e *Aspidisca sp* nas duas fases dos experimentos, houve uma densidade menor no experimento 1 em relação ao 2, podendo isto estar associado a maior presença de amônia livre no experimento 1.

Na equação 5.5, os flagelados apresentam uma relação inversa com a eficiência da nitrificação. Segundo Verhagen *et al.* (1969) quando as concentrações de formas reduzidas de nitrogênio são baixas, ou seja, está acontecendo uma boa eficiência do processo, os flagelados tendem a desaparecer do sistema.

Epistylis plicatilis (Eq. 5.6) e *Aspidisca sp* (Eq. 5.8) apresentam uma relação direta com a nitrificação, verificada desta vez através das variáveis de nitrito, nitrato e consumo de alcalinidade. Pela presença de nitrato em quantidades significativas no efluente, pode-se inferir que ocorreu uma boa eficiência da nitrificação, concomitantemente com um maior consumo da alcalinidade. As amebas

diferenciam-se destes dois gêneros, por apresentarem uma relação inversa com o nitrito.

As amebas segundo a Eq. 5.11 exibem uma tendência de estarem presentes no lodo quando há amônia livre no esgoto, ocorrendo também uma maior perda de nitrogênio, o que resulta em uma eficiência baixa da nitrificação.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As conclusões, que encontram-se neste capítulo, referem-se aos experimentos 1 e 2 realizados nos dois RSB.

Concluiu-se que:

- a) O sistema de RSB pode ser utilizado para o tratamento de esgoto doméstico, garantindo uma boa remoção de matéria orgânica e uma nitrificação completa.
- b) No experimento 1 obteve-se para o RSB 1, 57,17% na remoção de DQO, 82,73% na remoção de SST e 53,84% na eficiência da nitrificação. No RSB 2 obteve-se 62,18% na remoção de DQO, 80,59% na remoção de SST e 67,77% na eficiência da nitrificação.
- c) Para o experimento 2, no RSB 1 resultaram 73,41% na remoção de DQO, 82,89% na remoção de SST e 97,63% na eficiência da nitrificação. No RSB 2 obteve-se 70,66% na remoção de DQO, 83,01% na remoção de SST e 97,74% na eficiência da nitrificação.
- d) A tentativa de acelerar o período de aclimatação da nitrificação no experimento 1, no RSB 1, com ácido sulfúrico a 6N não teve sucesso devido ao fato da normalidade do ácido ser elevado. A adição do ácido parece não ter afetado a microfauna, já que existiu a mesma densidade e gêneros semelhantes nos dois reatores, antes de ocorrer o choque no RSB 2.
- e) O processo de nitrificação consome uma quantidade significativa de alcalinidade, sendo necessário a adição de bicarbonato de sódio para que o processo não fosse afetado. O consumo para o RSB 2, no experimento 1, foi de 5,29 g CaCO_3 / g NH_4^+ - N, enquanto para o RSB1, no experimento 2, foi de 6,61 g CaCO_3 / g NH_4^+ - N.

- f) Os valores encontrados no experimento 1 e 2, para a eficiência da nitrificação, foram bem diferentes, tendo sido ocasionados por problemas no sistema operacional, e pela presença de uma grande quantidade de amônia livre no experimento 1.
- g) A razão alimento/microorganismo teve valores médios próximos para os dois experimentos, sendo $0,14 \text{ d}^{-1}$ para o Experimento 1 (RSB 2) e $0,11 \text{ d}^{-1}$ (RSB 1) para o experimento 2.
- h) Os RSB apresentaram uma boa sedimentação do lodo, obtendo-se um valor médio de IVL de $45,74 \text{ ml/g}$ para o experimento 1 (RSB 2) e $60,67 \text{ ml/g}$ para o experimento 2 (RSB 1), devido as condições quiescentes apresentadas durante a sedimentação e as características do RSB comportar-se como um sistema de fluxo de pistão.
- i) Houve uma predominância do nitrito sobre o nitrato no experimento 1, enquanto no experimento 2, o nitrato predominou sobre o nitrito. A acumulação de nitrito deve-se principalmente a presença de amônia livre que ocorreu durante o experimento 1, a qual foi ocasionada por valores elevados do pH do esgoto.
- j) Não existiu diferença entre os sistemas adotados para o controle de sólidos suspensos do licor, seja ele fixado em 4000 mg/l ou controlado pela idade do lodo. As duas maneiras são válidas para o controle de sólidos.
- k) A idade do lodo para uma completa nitrificação deve ser elevada, em torno de 40 dias. Caso seja adotado o controle do lodo através da concentração fixa de sólidos suspensos, este deve ter valor próximo a 4000 mg/l .
- l) A microfauna pode ser utilizada como um parâmetro adicional de controle nas estações de tratamento de lodos ativados, provando ser um método rápido e confiável, permitindo um diagnóstico do que está acontecendo na estação bem antes das análises convencionais. A presença de uma grande quantidade de flagelados durante o final do experimento 1, comprovou a má eficiência da

estação, ocasionada por problemas de insuficiência de ar no sistema, enquanto que a predominância de ciliados fixos no experimento 2, provou o bom funcionamento dos reatores.

- m) Uma boa eficiência da nitrificação está ligada à presença de ciliados fixos e rastejantes (principalmente *Aspidisca sp*), caracterizando um lodo maduro. Os rotíferos também parecem estar ligados a eficiência da nitrificação, já que sua quantidade foi superior no experimento 2.
- n) Existiram alguns gêneros de protozoários que apareceram especificamente em um dos experimentos, sendo que isto pode estar ligado ao fato de certas espécies só aparecerem em determinadas épocas do ano, devido a sensibilidade a baixas temperaturas.
- o) A regressão múltipla pode ser utilizada, tendo em vista que existem correlações entre as espécies encontradas e as características físico-químicas do meio em que vivem, as quais são responsáveis por determinarem a presença ou não de diferentes gêneros da microfauna. É importante salientar que cada estação de tratamento de esgoto é um caso a parte, devendo ser utilizado com cautela.
- p) Os flagelados estão associados a condições de choque no sistema, assim como encontram-se presentes na partida do lodo ativado nos reatores.
- q) Os ciliados fixos estão correlacionados com uma boa sedimentação do lodo e a valores de SST baixos.
- r) *Aspidisca sp* e Rotíferos encontram-se associados a uma nitrificação completa, sendo sensíveis a amônia livre.
- s) As amebas têm uma tendência de estarem ligadas a uma nitrificação incompleta, também associadas a amônia livre.

Recomendações:

- a) Fazer a verificação das espécies existentes em diversas estações reais de tratamento de esgoto a fim de comparar-se as espécies que aparecem nos processos mais comuns de tratamento de esgoto doméstico que existem no Rio Grande do Sul.
- b) Verificar as espécies que aparecem no decorrer do ano, já que certos microorganismos só estão presentes em determinadas estações.
- c) Realizar a identificação de gêneros e espécies e a quantificação dos flagelados existentes no lodo ativado.
- d) Fazer a identificação das bactérias presentes nos processos de nitrificação e remoção da matéria orgânica.
- e) Verificar concentrações diferentes de OD a fim de avaliar uma melhor eficiência do processo de nitrificação.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 ALLEMAN, J. E. 1984. Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, Oxford, v.17, p.1483-1488.
- 2 ALLEMAN, J. E., IRVINE, R. 1980. Nitrification in the sequencing batch biological reactor. *Journal Water Pollution Control Federation*, Washington, v.52, n.11, p.2747-2754, Nov.
- 3 AL-SHAHWANI, S. M. 1989. *Studies on the contribution of microfauna to the performance of activated sludge plants*. Leeds: Leeds University. Tese (Doutorado).
- 4 AL-SHAHWANI, S. M., HORAN, N. J. 1991. The use of protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants. *Water Research*, Exeter, v.25, n.6, p.633-638.
- 5 ANTIPA, G. A. 1977. Use of commensal protozoa as biological indicators of water analysis and pollution. *Transactions of the American Microscopical Society*, Lawrence, v.96, n.4, p.482-489.
- 6 ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R. C., PRAKASAN, T. B. S., SRINATH, E. G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v.48, n.5, p.835-851, may.
- 7 ARDERN, E., LOCKETT, W. 1914. The oxidation of sewage without the aid of filters. *This Journal*, v.34, n.18, p.937-943.
- 8 ARORA, M. L., BARTH, E. F., UMPHRES, M. B. 1985. Technology evaluation of sequencing batch reactors. *Journal. Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v.57, n.8, p.867-875, Aug.
- 9 AZEVEDO, A., HENNIG, G. 1982. *Zoologia*. 6.ed. Porto Alegre: Ed. do Professor. p.17-43.

- 10 BAINES, S., HAWKES, H. A., HEWITT, C. H., JENKINS, S. H. 1953. Protozoa as indicators in activated sludge treatment. *Sewage and Industrial Wastes*, Washington, v.25, n.9, p.1023-1033, Sept.
- 11 BARKER, A. N. 1946. The ecology and function of protozoa in sewage purification. *Annals of Applied Biology*, Warwickshire, v.33, p.315-325.
- 12 BARNES, R. D. 1990. *Zoologia dos invertebrados*. 4.ed. São Paulo: Roca. 1179p.
- 13 BARNES, BLISS. 1983. *Biological control of nitrogen in waterwater treatment*. London: E. F. N. Spon *apud* Cybis, L. F. 1992. *An innovative approach to the control of sequencing batch reactors used for nitrification and denitrification*. Leeds: University of Leeds. f.192. Tese(Doutorado).
- 14 BORTONE, G., CECH, J. S., GERMIRLI, F. *et al.* 1994. Experimental approaches for the characterisation of a nitrification/denitrification process industrial wastewater. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.129-138.
- 15 BRANCO, S. M. 1978. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 2.ed. São Paulo: CETESB. 620p.
- 16 BURBANCK, W. D., SPOON, D. M. 1967. The use of sessile ciliates collected in plastic petri dishes for rapid assessment of water pollution. *Journal of Protozoology*, Lawrence, v.14, n.4, p.739-744.
- 17 CAESB/SANAG ENGENHARIA DE SANEAMENTO LTDA. [19--] *Estação de tratamento de esgoto da cidade satélite do Paranoá*. Brasília. 12p.
- 18 CAO, Y. S., ALAERTS, G. J., KAEWSAENGTHAN, M. 1994. Reactor performance and microbial population characteristics in a channel with suspended and attached biomass. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.61-66.
- 19 CASEY, T. G., WENTZEL, M. C., EKAMA, A. *et al.* 1994. A hypothesis for the causes and control of anoxic-aerobic (AA) filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.203-212.

- 20 CENTURIÃO, T. C., PINTO, C. R. R., CYBIS, L. F. 1996. Observação da microfauna em processo de nitrificação em reatores seqüenciais em batelada. In: SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., 1996 e FEIRA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 5., 1996, Porto Alegre. *Livro de resumos*. Porto Alegre: UFRGS/PROPESP. p.116.
- 21 CETESB. 1991. *Microbiologia de lodos ativados*. São Paulo.
- 22 CHANG, C.-N., Lin J.-G., Yu R. F. *et al.* 1996. Production of nitrous oxide gas under SBR system. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.399-404.
- 23 CHARPENTIER, J., GODART, H., MARTIN, G. *et al.* 1989. Oxidation-Reduction Potential (ORP) regulation as away to optimize aeration and C, N and P removal: experimental basis and varius full-scale examples. *Water Science and Technology*, Oxford, v.21, p.1209-1223.
- 24 CHIESA, S. C., IRVINE, R. L. 1985. Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis. *Water Research*, v.19, n.4, p.471-479.
- 25 CHRISTENSSON, M., BLACKALL, L. L., KELLER, J. *et al.* 1996. The Influence of sludge retention time on the biological nutrient removal and changes in sludge sequencing batch reactors. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.413-418.
- 26 CHUDOBA, P., PAINNER, M. 1994. Nitrification kinetics in activage sludge with both suspend and attached biomasses. *Water Science and Technology*, v.29, n.7, p.181-184.
- 27 COREY, N., MONTGOMERY, J. M., BENEFIELD, L. 1991. Performance characteristics of an activated sludge system when nitrate is the sole source of nitrogen. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 45, 1990, Purdue University. *Proceedings*. Chelsea: Lewis. p.359-367.

- 28 COWAN, R. M., ELLIS, T. G., HIGGINS, M. J. 1996. Activated sludge and other aerobic suspended culture processes. *Water Environment Research*, Alexandria, v.68, p.451-467.
- 29 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.
- 30 CURDS, C. R. 1982. The ecology and role of protozoa in aerobic sewage treatment processes. *Annual Review of Microbiology*, Palo Alto, v.36, p.27-46.
- 31 CURDS, C. R., COCKBURN, A. 1970. Protozoa in biological sewage-treatment processes-I a survey of the protozoan fauna of British percolating filters and activated-sludge plants. *Water Research*, Oxford, v.4, p.225-236.
- 32 CURDS, C. R., HAWKES, H. A., ed. 1983. *Ecological aspects of used-water treatment*. London: Academic Press. v.3.
- 33 CYBIS, L. F. 1992. *An innovative approach to the control of sequencing batch reactors used for nitrification and denitrification*. Leeds:University of Leeds. 240f. Tese (Doutorado).
- 34 CYBIS, L. F., HORAN, N. 1995. Uso do pH, Redox e OD para o controle de nitrificação e denitrificação em Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB): resumo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995, Salvador. *Resumo dos trabalhos técnicos*. Rio de Janeiro:ABES. p.42.
- 35 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.
- 36 DE LUCA, S. J., FACCIN, M. 1991. Avaliação preliminar de reator seqüencial em batelada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16., 1991, Goiânia. *Anais: trabalhos técnicos*. Rio de Janeiro: ABES. v.2, t.1, p.113-128.

- 37 DENNIS, R. W., IRVINE, R. L. 1979. Effects of fill: react ratio on sequencing batch biological reactors. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.51, n.2, p. 255-263, Feb.
- 38 DRTL, M., NÉMETH, P., BODIK, I. 1993. Kinetic constants of nitrification. *Water Research, Oxford*, v.27, n.1, p.35-39.
- 39 ECKENFELDER, W. 1970. *Water quality engineering for practicing engineers*. New York: Barnes and Noble. 328p.
- 40 EIKELBOOM, D. H., VAN BUIJSEN, H. J. 1983. *Microscopic sludge investigation manual*. 2.ed. [s.l.]: TNO Research Institute for Environmental Hygiene.
- 41 FILLOS, J., DIYAMANDOGLU, V., CARRIO, L. A. *et al.* 1996. Full-scale evaluation of biological nitrogen removal in the step-feed activated sludge process. *Water Environment Research, Alexandria*, v.68, n.2, p.132-141, Mar/Apr.
- 42 FINLAY, B. I., ROGERSON, A., CAWLING, A. J. 1988. *A beginners guide to the collection isolation, cultivation and identification of freshwater protozoa-culture collection of algae and protozoa*. London: Natural Environment Research Council.
- 43 FLEMMING, H., WUERTZ, S. 1996. Impact of nonsteady-state conditions on microbial consortia. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.49-59.
- 44 GLOYNA, E., ECKENFELDER, W. W., Jr., ed. 1968. *Advances in water quality improvement*. Austin: University of Texas. 513p.
- 45 GORONSZY, M. C. 1979. Intermittent operation of the extended aeration process for small systems. *Journal. Water Pollution Control Federation*, Washington, v.51, n.2, p.274-287.
- 46 GRANDIE, L. 1980. *Biological wastewater treatment: theory and applications*. New York: Marcel Dekker.

- 47 GRAY. 1990. *Activated sludge: theory and practice*. Oxford: Oxford University.
- 48 HALD, A . 1970. *Statistical tables and formulas*. New York: John Wiley. 97p.
- 49 HE, Y., BISHOP, P. L. 1994. Effect of acid orange 7 on nitrification process. *Journal of Environmental Engineering*, New York, v.120, n.1, p.108-121, Jan/Feb.
- 50 HEDUIT, A., THEVENOT, D. R. 1989. Relation between redox potential and oxygen levels in activated sludge reactors. *Water Science and Technology*, Oxford, v.21, p.947-956.
- 51 HENZE, M., KRISTENSEN, G. H., STRUBE, R. 1994. Rate-capacity characterization of wastewater for nutrient removal processes. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.101-108.
- 52 HERZBRUN, P. A., HANCHAK, M. J., IRVINE, R. L. 1984. Treatment of hazardous wastes in a sequencing batch reactor. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 39, 1984, Purdue University. *Proceedings*. Ann Arbor: Butterworth. p.385-393.
- 53 HÖFGEN, M. W., HUBER, P., STEINER, R. 1996. About the stirring and aeration in sequencing batch reactors. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p. 429-438.
- 54 HÖFGEN, M. W., STEIDL, W., DURST, F. 1996. The application of the SBR process in modular designed small wastewater treatment plants. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.581-588.
- 55 HORAN, N. 1989. Identification and classification of protozoa from wastewater treatment plants. In: SANITARY MICROBIOLOGY, 1989, Leeds. *Speaker's notes*. [Leeds: British Council]. 17 f.
- 56 HORAN, N. 1990. *Biological wastewater treatment systems: theory and operation*. Chichester: John Wiley.

- 57 ICHIKAWA, M., SIMIZU, K., IWAHORI, K. 1993. Diagnosis expert systems for the activated sludge process using biota observed by microscopic examination. *Water Science and Technology*, v.28, n.11/12, p.231-237.
- 58 IMHOFF, K. 1966. *Manual de tratamento de águas residuárias*. São Paulo: Edgard Blücher. 235p.
- 59 IMURA, N., SUZUKI, E., KITAO, T. *et al.* 1993. Advance treatment of domestic wastewater using sequencing batch reactors activated sludge process. *Water Science and Technology*, Oxford, v.28, n.10, p.267-274.
- 60 INGERLE, K. 1996. The SHB - process: two- stage biological nitrogen elimination using the "single-tank-technology". In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch technology*. Oxford: pergamon. p.447-456.
- 61 INSTITUTE OF WATER POLLUTION CONTROL. Maidstone: 1987. Activated sludge: Unit processes. Maidstone. 140p.
- 62 IRVINE, R. L., RICHTER, R. O. 1978. Comparative evaluation of sequencing batch reactors. *Journal of the Environmental Engineering Division*, New York, v.104, n.3, p.503-514, June.
- 63 IRVINE, R., BUSCH, A. W. 1979. Sequencing batch biological reactors: an overview. *Journal. Water Pollution Control Federation*, Washington, v.51, n.2, p.235-243.
- 64 IRVINE, R. L., FOX, T. P., RICHTER, R.O. 1977. Investigation of fill and batch periods of sequencing batch biological reactos. *Water Research*, Oxford, v.11, p.713-717.
- 65 IRVINE, R. L., MILLER, G., BHAMRAH, A. S. 1979. Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas. *Journal. Water Pollution Control Federation*, Washington, v.51, n.2, p.245, Feb.
- 66 IRVINE, R. L., KETCHUM, L. H., BREYFOGLE, R., BARTH, E. F. 1983. Municipal application of sequencing batch treatment. *Journal. Water Pollution Control Federation*, Washington, v.55, n.5, p.484-489, May.

- 67 IRVINE, R. L., KETCHUM, L. H., Jr., ARORA, M. L., BARTH, E. F. 1985. An organic loading study of full-scale sequencing batch reactors. *Journal Water Pollution Control Federation*, Washington, v.57, n.8, 847-853, Aug.
- 68 JOHNES, P. J., HEATHWATE, A. L. 1992. A procedure for the simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater samples using persulphate microwave digestion. *Water Research*, Oxford, v.26, n.10, p.1281-1287, Oct.
- 69 JONES, W. L., WILDERER, P. A., SCHROEDER, E. D. 1990. Operation of a three-stage SBR system for nitrogen removal from wastewater. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v.62, n.3, p.268-274, May/June.
- 70 JORDÃO, E. P., PESSOA, C. A. 1975. *Tratamento de esgotos domésticos*. São Paulo: CETESB. V.1.
- 71 JUN H.-B., SHIN, H.-S., LEE, S.-M. *et al.* 1996. Hydraulic characteristics and performances of sequencing batch reactor comparing to other conventional reactor systems. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.457-463.
- 72 KAMIYAMA, H. 1989. Lodo ativado por batelada (LAB): suas vantagens no tratamento de esgoto das comunidades de médio e pequeno porte (parte 1). *Revista DAE*, São Paulo, v.49, n.157, p.218-221.
- 73 KAMIYAMA, H., TSUTIKA, M. T. 1992. Lodo ativado por batelada: um processo econômico para o tratamento de esgotos em estações de grande porte. *Revista DAE*, São Paulo, v.52, n.165, p.1-7, maio/jun.
- 74 KAVANAUGH, R., RANDALL, C. W. 1994. Bacterial populations in a biological nutrient removal plant. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.25-34.
- 75 KETCHUM, L. H. Jr. 1997. Design and physical features of sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, Oxford, v.35, n.1, p.11-18.

- 76 KETCHUM, L. H., Jr, LIAO, P.-C. 1979. Tertiary chemical treatment for phosphorus reduction using sequencing batch reactors. *Journal Water Pollution Control Federation*, Washington, v.51, n.2, p.298-304, Feb.
- 77 KINNER, N. E., CURDS, C. R. 1987. Development of protozoan and metazoan communities in rotating biological contactor biofilms. *Water Research*, Oxford, v. 21, n.4, p.481-490.
- 78 KOLARSKI, P. 1996. The use of sequencing batch reactors to achieve total nitrogen and biological phosphorus removal in a single stage activated sludge system. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.481-491.
- 79 LEE, N. M., WELANDER, T. 1994. Influence of predators on nitrification in aerobic biofilm processes. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.355-363.
- 80 LEE, Y.-H., PARK, J.-B., CHUNG, K.-H. 1996. Nitrogen removal from ABS resin industry wastewater using sequencing batch treatment. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.495-500.
- 81 LIN, K.-C., TSANG, K.-W. 1989. Nitrogen removal in an intermittently aerated completely mixed reactor. *Environmental Technology Letter*, London, v.10, p.1-8.
- 82 LIU, Y., CAPDEVILLE, B. 1994. Dynamics of nitrifying biofilm growth in biological nitrogen removal process. *Water Science and Technology*, v.29, n.7, p.377-383.
- 83 MCCARTNEY, D. M., OLESZKIEWICZ, J. A. 1990. Carbon and nutrient removal in a sequencing batch reactor at low temperatures. *Environmental Technology Letter*, London, v.11, p.99-112.
- 84 MCKANE, L., KANDEL, J. 1986. *Microbiology: essentials e applications*. New York: McGraw-Hill. 777p.

- 85 MCKINNEY, R. E., GRAM, A. 1956. Protozoan and activated sludge. *Sewage and Industrial Waste*, Washington, v.28, n.10, p.1219-1231, Oct.
- 86 MADONI, P. 1994a. 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.
- 87 MADONI, P. 1994b. Microfauna biomass in activated sludge and biofilm. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.63-66.
- 88 MADONI, P., DAVIOLI, D., CHERICI, E. 1993. Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works. *Water Research*, Oxford, v.27, n.9, p.1485-1491.
- 89 MARTIN, D. 1968. *Microfauna of biological filters*. Newcastle Upon Tyne: Oriel. 88p.
- 90 METCALF AND EDDY, Boston. 1991. *Wastewater engineering*. 3.ed. New York: McGraw-Hill. 134p.
- 91 NAKHLA, G. F., AHMED, A. M., FAROOQ, S. 1997. Modeling os sequencing batch reactors treating inhibitory and noninhibitory wastewater. *Water Environment Research*, Alexandria, v.69, n.1/2, p.6-13.
- 92 NG, W. J., SIM, T. S., ONG S. L. *et al.* 1993. Efficiency of Sequencing Batch Reactor (SBR) in the removal of selected microorganisms from domestic sewage. *Water Research*, Oxford, v.27, n.10, p.1591-1600.
- 93 NIELSEN, H. 1996. Adsorption of ammonium to activated sludge. *Water Research*, Oxford, v.30, n.3, p.762-764.
- 94 ODELL, L. H., KIRMEYER, G. J., WILCZAK, A. *et al.* 1996. Controlling nitrification in chloraminated systems. *Journal. American Water Works Association*, Denver, v.88, n.7, p.86-98, July.

- 95 OGERA, R. C. 1995. *Remoção de nitrogênio do esgoto sanitário pelo processo de lodo ativado por batelada*. Campinas: Universidade Estadual. 126f. Dissertação (Mestrado).
- 96 OSADA, T., HAGA, K., HARADA, Y. 1991. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process. *Water Research*, Oxford, v.25, n.11, p.1377-1388.
- 97 OSSENBRUGGEN, P. J., SPANJERS, H., KLAPWIK, A. 1996. Assessment of a two-step nitrification model for activated sludge. *Water Research*, Oxford, v.30, n.4, p.939-953.
- 98 OZGUR, N. H., STENSTRON, M. K. 1994. KBES for process control of nitrification in activated sludge process. *Journal of Environmental Engineering*, New York, v.120, n.1, p.87-104.
- 99 PAK, D., JUNG, J. Y., YOON, W. Y. 1996. Efficient reduction of elevated nitrite concentration in a sequencing batch reactor. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.523-530.
- 100 PALIS, J. C., IRVINE, R. L. 1985. Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor. *Journa. Water Pollution Control Federation*, Washington, v.57, n.1, p.82-86.
- 101 PARK, H. S., KIM Y. H., SHIN, H. S. 1996. Nitrogen dynamics in sequencing batch reacts. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.531-537.
- 102 PINTO, C. R., CYBIS, L. F. 1997a. Observação do processo de nitrificação em reatores seqüenciais em batelada. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997, Ravello. *Anais: trabalhos técnicos*. Rio de Janeiro: ABES. p.268-275.

- 103 PINTO, C. R., CYBIS, L. F. 1997b. Protozoários e metazoários presentes em Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB) observados no processo de nitrificação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19º, 1997, Foz do Iguaçu. Resumo dos trabalhos técnicos. Rio de Janeiro: ABES. p.82.
- 104 PINTO, C. R., CYBIS, L. F., DE LUCA, S. J. 1996. Observação da microfauna no processo de nitrificação em Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB). (Trabalho apresentado no 25º Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 1996, México).
- 105 POOLE, J. E. P. 1984. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of a activated sludge sewage treatment works. *Water Research*, Oxford, v.18, n.3, p.281-287.
- 106 PRIBYL, M., TUCEK, F., WILDERER, P. A. *et al.* 1996. Amount and nature of soluble refractory organics produced by activated sludge microorganisms in SBR and continuous flow reactors - a comparative study. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.31-39.
- 107 RAMALHO, R. S. 1977. *Introduction to wastewater treatment processes*. New York: Academic Press. 409p.
- 108 ROLS, J. L., MAURET, M., CAPDEVILLE, B. *et al.* 1994. Population dynamics and nitrite: build-up in activated sludge and biofilm processes for nitrogen removal. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.43-51.
- 109 RUSTEN, B., ELIASSEN, H. 1993. Sequencing batch reactors for nutrient removal at small wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, Oxford, v.28, n.10, p.233-242.
- 110 SALVADÓ, H., GRACIA, M. P. 1993. Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis. *Water Research*, Oxford, v.27, n.5, p.891-895.

- 111 SANDÉN, B., GRUNDITZ, C., HANSSON, Y. *et al.* 1994. Quantification and characteration of *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* using monoclonal antibodies. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.1-6.
- 112 SHARMA, B., AHLERT, R. C. 1977. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, Oxford, v.11, p.897-925.
- 113 SHEKER, R. E., ARIS, R. M., SHIEH, W. K. 1993. The effects of fill strategies on SBR performance under nitrogen deficiency and rich conditions. *Water Science and Technology*, Oxford, v.28, n.10, p.259-266.
- 114 SILVERSTEIN, J., SCHROEDER, E. D. 1983. Performance of SBR activated sludge processes nitrification/denitrification. *Journal. Water Pollution Control Federation*, Washington, v.55, n.4, p.377-384, Apr.
- 115 SPERLING, M. V. 1996. A influência da idade do lodo no dimensionamento de sistemas de lodos ativados. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.1, n.1, p.18-27.
- 116 STANDARD Method for examination of water and wastewater. 1992. 18.ed. Washington: American Public Health Association.
- 117 STEBAN, G., TÉLLEZ, C., BAUTISTA, L. M. 1991. Effects of habitat quality on ciliated protozoa communities in sewage treatment plants. *Environmental Technology*, v.12, p.381-386. April
- 118 STORER, T. I., USINGER, R. L. 1978. *Zoologia geral*. São Paulo: Companhia Editora Nacional. 757 f.
- 119 SURMACZ-GÓRSKA, J., SELWET, A., MIKSCH, K. *et al.* 1996. Oxygen uptake rate and redox potential measurements as control parameters of wastewater treatment plant performance. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p. 559-565.

- 120 TANAKA, H., NAKAMURA, E., HOSHIKAWA, H., TANAKA, Y. 1993. Development of the ammonia biosensor monitoring system. *Water Science and Technology*, v.28, n.11/12, p.435-445.
- 121 TASK FORCE ON WASTEWATER BIOLOGY. 1995. *Wastewater biology: the micro-life*. Alexandria: Water Environment Federation. 190p.
- 122 TEICHGRÄBER, B. 1993. Control strategies for a highly loaded biological ammonia elimination process. *Water Science and Technology*, Oxford, v.28, n.11/12, p.531-538.
- 123 VANROLLEGHEM, P. A., VERSTRETE, W. 1993. Simultaneous biokinetic characterizations of heterotrophic and nitrifying populations of activated sludge with an on-line respirographic biosensor. *Water Science and Technology*, v.28, n.11/12, p.377-386.
- 124 VERHAGEN, F. J., LAANBROEK, H. J. 1992. Effects of grazing by flagellates on competition for ammonium between nitrifying and heterotrophic bacteria in chemostats. *Applied and Environmental Microbiology*, Washington, v.58, n.6, p.1962-1969.
- 125 WÄCHTER, P., HÖFKEN, M., STEIDL, W. *et al.* 1996. The application of the SBR process in modular designed small wastewater treatment plants. In: IAWQ SPECIALIZED CONFERENCE IN SEQUENCING BATCH REACTOR TECHNOLOGY, 1., 1996, Munich. *Sequencing batch reactor technology*. Oxford: Pergamon. p.581-588.
- 126 WANNER, J. 1994. The implementation of bulking control in the design of activated sludge systems. *Water Science and Technology*, Oxford, v.29, n.7, p.193-202.
- 127 WIJFFELS, R. H., LEENEN, E. J., TRAMPER, J. 1993. Possibilities of nitrification with immobilized cells in wastewater treatment: model on practical systems? *Water Science and Technology*, Oxford, v.27, n.5/6, p.233-240.
- 128 WILCZAK, A., JACANGELO, J., MARCINKO, J. P. *et al.* 1996. Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems. *Journal. American Water Works*

Association, Denver, n.7, p.74-85, July.

- 129 WILSON, F. 1981. *Design calculations in wastewater treatment*. London: E.F.N. Spon. 221p.
- 130 WONG, S. H., CHOT, C. C. 1989. Pilot scale aerobic sequencing batch reactor for pig waste treatment. *J. IWEM*, v.3, p.75-81, Feb.
- 131 WOOMBS, M., LAYBOURN-PARRY, J. 1987. Seasonal species composition, density and role of nematodes in activated sludge effluent treatment works. *Water Research*, Oxford, v.21, n.4, p.459-467.
- 132 ZHANG, T. C., BISHOP, P. L. 1996. Evaluation of substrate and pH effects in a nitrifying biofilm. *Water Environment Research*, Alexandria, v.68, p.1107-1115.

8 ANEXOS

8.1 Anexo A: Cálculo da eficiência da nitrificação e da taxa específica da nitrificação

A eficiência da nitrificação e a taxa específica da nitrificação foram calculadas baseando-se no balanço de massa simplificado de nitrogênio a seguir.

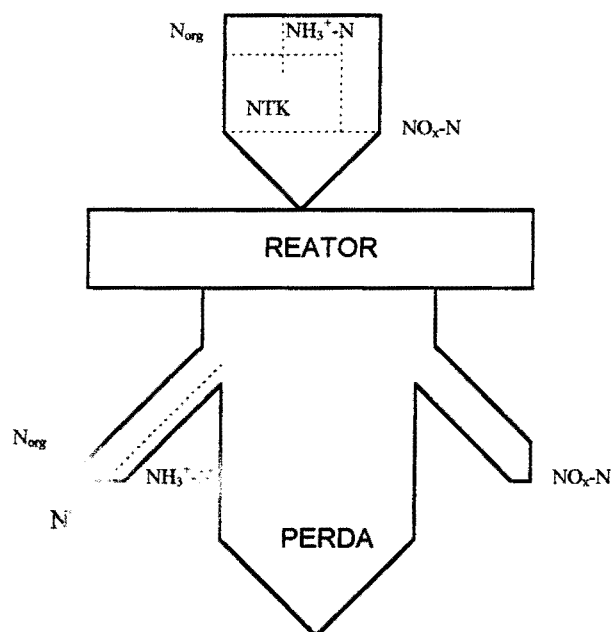


FIGURA A-1: Balanço de massa do nitrogênio (Oleszkiewicz e Berquist, 1988 - modificada)

Cálculo dos parâmetros de nitrificação

A eficiência da nitrificação foi calculada em termos de concentrações de NTK e nitrogênio orgânico:

$$N(\%) = \frac{(NTK_e - NTK_s)}{(NTK_e - NTK_{orgs})} \times 100 \quad (A1)$$

Onde:

NTK_a - nitrogênio total Kjeldahl do afluente

NTK_e - nitrogênio total Kjeldahl do efluente

N_{org} - nitrogênio orgânico do efluente

A taxa específica da nitrificação foi calculada como uma função do NTK da entrada e da saída, e de sólidos suspensos voláteis do licor expresso em massa.

$$Kn(g / Kg. dia) = \frac{(NTK_e - NTK_s)_{massa}}{SSVL_{massa} \times dia} \quad (A12)$$

Onde:

NTK_a - nitrogênio total Kjeldahl do afluente

NTK_e - nitrogênio total Kjeldahl do efluente

SSVL - sólidos suspensos voláteis do licor

8.2 Anexo B: Cálculo da concentração de amônia livre e de ácido nitroso livre

A presença de amônia livre é uma das responsáveis pela inibição do processo de nitrificação. A fórmula para o cálculo da porcentagem do íon amônio como função do pH é baseada na teoria do equilíbrio químico de acordo com Anthonisen *et al.* (1976), sendo:

$$AL(NH_3) = \frac{17}{14} \times \frac{NH_3 - N \times 10^{pH}}{\frac{K_b}{K_w} + 10^{pH}} \quad (B1)$$

$$\frac{K_b}{K_w} = e^{\frac{6344}{273+T}} \quad (B2)$$

K_b/K_w representa a razão da constante de ionização para o equilíbrio da amônia com a constante de ionização da água.

O cálculo do ácido nitroso livre também é função do pH, tendo a seguinte equação:

$$ANL(HNO_2) = \frac{46}{14} \times \frac{NO_2^- - N}{K_a \times 10^{pH}} \quad (B3)$$

K_a é a constante de ionização para o equilíbrio do ácido nitroso

$$K_a = e^{\frac{-2300}{273+T}} \quad (B4)$$

8.3 ANEXO C: RSB 1 / Experimento 1

As variáveis físico-químicas, a quantificação e a identificação da microfauna referentes ao RSB 1 do experimento 1, encontram-se a seguir.

TABELA C.1: Variáveis físico-químicas do RSB 1 / experimento 1

Variáveis	Valor médio	Desvio padrão	Valor mínimo	Valor máximo
SSL (mg/l)	3432,57	578,49	2816,00	4888,00
SSVL (mg/l)	2814,46	729,50	2000,00	4444,00
SSVL (% SSL)	74,82	6,79	61,05	85,35
IVL (ml/g)	51,60	10,34	39,47	64,52
A/M (dia ⁻¹)	0,15	0,05	0,07	0,21
DQO _e (mg/l)	114,03	71,67	17,27	328,34
Remoção DQO (%)	65,18	24,10	4,92	92,44
SST _e (mg/l)	32,75	18,30	11,00	77,00
Remoção SST (%)	81,29	12,57	53,05	91,96
NTK _e (mg/l)	25,36	14,23	2,62	55,88
Remoção NTK (%)	53,01	20,67	21,82	94,05
NH ₃ -N _e (mg/l)	21,75	12,58	0,14	48,65
NO ₂ -N _e (mg/l)	13,86	10,38	0,70	30,03
NO ₃ -N _e (mg/l)	1,46	1,35	0,20	6,48
N _{org} (mg/l)	4,38	2,82	2,13	15,55
N _{total} (mg/l)	40,44	13,58	14,52	69,91
pH _e (unidade de pH)	7,58	0,53	5,78	8,30
Alcalinidade total (mg/l CaCO ₃)	105,76	41,53	12,55	175,28
Consumo de alcalinidade (mg/l CaCO ₃)	18,41	24,75	2,55	85,23
Perda de nitrogênio	27,88	13,50	7,99	54,58
Eficiência da nitrif. (%)	57,55	2,191	24,28	99,66
Taxa espec. nitrificação (g/Kg.dia)	74,93	29,68	15,61	115,85
Amônia livre	0,40	0,42	N.D.	0,96
Ácido nitroso livre	0,01	0,02	N.D.	0,07

Observação: N.D. = não detectado

TABELA C.2: Quantificação da microfauna do RSB 1 / experimento 1 (número de microorganismos/ml)

CICLO	<i>Epistylis p.</i>	<i>Epistylis r.</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Opercularia</i>	<i>Zoothamnium</i>	<i>Suctorina</i>	<i>Aspidisca</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Litonotus</i>	<i>Hemiphrys</i>	<i>Amphileptus</i>	<i>Colpidium</i>	<i>Chilodoneta</i>	<i>Uronema</i>	<i>Glaucoma</i>	<i>Coleps</i>	Flagelados	Amebas	Rotíferos	Nematódeos
5	60	250	150	0	0	10	280	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	20	20
9	1160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
21	1850	150	140	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200	20	0
25	1330	1310	200	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1020	160	50	0
33	1400	0	90	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0
39	1150	0	20	0	0	0	150	290	0	0	0	0	0	10	0	0	0	40	20	10
51	800	1310	10	0	0	0	100	120	0	0	0	0	110	0	0	0	0	10	40	30
55	0	2000	40	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	30	30
61	460	1920	70	10	0	10	0	20	0	30	0	0	10	0	0	0	10	30	60	40
65	0	990	40	0	0	0	10	30	0	0	0	0	0	0	0	0	150	170	20	0
67	0	1380	10	0	0	0	20	160	0	0	0	0	0	0	0	0	80	70	20	20
69	10	1880	40	0	0	0	20	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20	50
75	0	1340	30	400	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0	0	0	30	10	20	30
77	0	2,5	25	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	10
79	0	2510	40	370	0	0	10	120	0	0	0	0	0	0	0	0	20	30	10	50
81	0	160	20	400	0	0	20	70	0	10	0	0	0	0	20	0	70	30	10	10
83	0	2100	70	480	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	20	30	40	20
89	2890	0	90	1170	0	0	10	70	0	0	0	0	0	0	0	0	70	60	50	40
91	0	2590	140	520	30	0	70	300	0	70	0	0	0	0	110	0	200	0	10	30
93	300	0	40	400	0	0	10	210	20	0	0	0	0	0	10	0	440	40	40	40
95	20	0	110	280	0	0	0	150	0	570	40	0	0	0	0	0	0	20	0	0
97	0	1240	30	330	0	0	20	100	0	0	0	0	40	0	0	0	10	10	20	0
103	0	990	150	670	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	80	20	50	10
105	0	400	60	910	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	20	40
107	0	0	50	270	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	30	0
109	0	30	110	1160	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	40	0
111	0	50	10	280	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10
117	140	0	20	610	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	50	20	40
119	60	0	30	360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	110	10	0	0
121	0	220	180	1050	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	40	0	30	40
123	150	10	180	1310	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	10
125	300	0	160	420	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	0	10	0
131	130	20	90	490	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
133	0	0	120	480	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	70	10	10	0
135	0	0	110	820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
137	10	0	130	930	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
139	10	0	160	560	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0
145	810	1010	80	730	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
147	0	60	60	4160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	10	0
149	520	60	50	730	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	60	0	0
151	10	0	130	370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1000	0	0	0
153	0	0	60	810	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	100	0	0	0

8.4 ANEXO D: RSB 2 / Experimento 2

As variáveis físico-químicas, a quantificação e a identificação da microfauna referentes ao RSB 2 do experimento 2, encontram-se a seguir.

TABELA D.1: Variáveis físico-químicas do RSB 2 / experimento 2

Variáveis	Valor médio	Desvio padrão	Valor mínimo	Valor máximo
SSL (mg/l)	3457,33	624,26	2080,00	4720,00
SSVL (mg/l)	2779,08	632,34	1612,00	3776,00
SSVL (% SSL)	77,44	4,68	69,56	86,20
IVL (ml/g)	47,29	12,25	33,07	68,53
A/M (dia ⁻¹)	0,11	0,05	0,05	0,22
DQO _e (mg/l)	79,54	27,93	30,00	152,87
Remoção DQO (%)	69,60	14,82	25,00	86,08
SST _e (mg/l)	30,23	13,63	14,00	73,00
Remoção SST (%)	84,76	8,36	65,89	94,70
NTK _e (mg/l)	3,64	3,89	0,56	19,69
Remoção NTK (%)	91,68	7,39	59,00	98,92
NH ₃ -N _e (mg/l)	1,33	3,34	N.D.	15,99
NO ₂ -N _e (mg/l)	3,48	4,88	N.D.	16,43
NO ₃ -N _e (mg/l)	27,16	14,41	N.D.	53,33
N _{org} (mg/l)	2,33	1,12	0,41	5,80
N _{total} (mg/l)	34,03	11,12	15,64	60,71
pH _e (unidade de pH)	6,93	0,73	5,09	7,88
Alcalinidade total (mg/l CaCO ₃)	48,11	41,13	1,10	127,60
Consumo de alcalinidade (mg/l CaCO ₃)	6,73	2,30	2,96	13,76
Perda de nitrogênio	37,94	13,78	5,34	66,28
Eficiência da nitrif. (%)	97,25	7,04	63,93	100,00
Taxa espec. nitrificação (g/Kg.dia)	103,20	30,73	67,70	148,29
Amônia livre	0,01	0,04	N.D.	0,26
Ácido nitroso livre	0,01	0,01	N.D.	0,04

Observação: N.D. = não detectado

TABELA D.2: Quantificação da microfauna do RSB 2 / experimento 2 (número de microorganismos/ml)

CICLO	<i>Epistylis p.</i>	<i>Epistylis r.</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Opercularia</i>	<i>Zoothamnium</i>	<i>Suctoría</i>	<i>Aspidisca</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Litonotus</i>	<i>Coleps</i>	<i>Cohnilembus</i>	<i>Hemiofrys</i>	Outros Ciliados livres	Flagelados	Amebas	Rotíferos	Nematódeos
25	160	0	20	530	0	0	90	10	0	120	0	0	60	360	0	60	10
27	170	0	0	620	0	10	30	10	0	70	0	0	0	350	0	0	0
29	0	0	110	4080	130	0	90	0	0	240	0	0	50	20	40	50	20
31	210	160	20	1110	0	20	10	0	0	40	0	0	0	100	0	10	10
33	0	0	40	790	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	60	0
45	80	0	100	2750	0	0	0	10	0	20	0	0	0	50	20	10	10
47	0	1040	70	1070	0	0	0	0	0	50	0	0	0	320	0	0	30
53	370	0	160	1640	0	0	10	10	0	10	0	0	0	130	0	0	10
55	0	0	140	970	0	0	10	0	0	20	0	0	0	10	30	10	0
57	60	0	260	890	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	40	10
67	600	0	700	1140	0	0	500	10	0	0	0	0	20	0	0	40	0
69	300	0	680	1410	0	0	260	10	0	0	0	0	0	0	0	50	20
71	220	0	260	1630	0	0	890	10	0	20	0	0	50	20	0	50	30
73	530	0	150	2210	0	0	1140	0	0	0	0	0	20	0	0	40	60
75	580	0	10	1010	0	0	1510	10	0	0	0	0	10	10	10	80	10
83	220	0	0	1260	0	10	1760	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
85	400	0	0	910	0	0	570	0	0	0	0	10	20	10	30	330	40
89	670	0	0	1230	0	0	460	0	0	0	0	10	10	30	20	630	30
95	1600	0	0	880	0	0	1110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
97	580	0	10	590	0	0	960	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
99	750	0	0	20	0	0	1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
101	410	0	0	190	0	0	1070	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
103	680	0	0	0	0	30	1340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
109	710	0	0	570	0	30	2210	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
111	2380	0	0	110	0	20	2033	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
115	5130	0	0	90	0	30	2830	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
117	5780	0	40	30	0	0	3260	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123	3160	0	0	100	0	0	2250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
125	1540	0	20	780	0	0	3330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
127	3630	0	120	120	0	0	4380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
131	1050	0	0	10	0	0	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
137	1000	0	0	80	0	0	610	10	10	0	80	30	0	10	0	2130	50
139	1680	0	140	30	0	0	440	0	50	10	80	10	0	0	10	1450	20
141	2170	0	430	200	0	0	640	30	20	30	100	10	0	0	0	1930	0
143	2490	0	70	90	0	0	1660	60	0	20	120	0	30	0	0	1210	0
145	910	0	700	110	0	0	3570	10	10	20	130	0	0	0	0	1760	40
151	360	0	0	30	0	0	2110	0	0	0	70	0	0	0	0	1040	60
153	640	0	50	0	0	0	3380	0	10	0	510	0	0	0	0	1090	60
155	680	0	200	190	0	0	2260	0	40	0	270	0	0	0	0	1310	70
159	620	0	410	1160	0	0	840	10	30	10	220	10	0	10	0	670	350
165	690	0	20	960	0	0	490	0	40	0	0	0	0	90	0	910	60
167	2240	0	0	1760	0	0	990	0	10	10	0	0	30	0	0	920	50
169	2270	0	0	1130	0	0	1440	0	20	0	0	0	140	0	0	1060	90
171	1370	0	0	1230	0	0	950	0	30	0	0	0	130	0	0	1020	80
179	480	0	0	600	0	0	400	10	10	0	0	0	30	0	0	3330	370
181	390	0	0	500	0	0	380	0	0	0	0	0	0	0	0	2530	360
183	890	0	40	280	0	0	850	10	0	0	0	0	10	0	0	1950	1200
185	1220	0	100	390	0	0	1240	20	0	0	0	0	30	20	0	2310	450
187	1110	0	40	260	0	0	1730	20	0	10	0	0	0	0	0	2080	610

8.5 ANEXO E: Equações resultantes da regressão múltipla

A seguir encontram-se as tabelas com as equações resultantes da regressão múltipla para os experimentos 1 e 2, dos dois reatores.

TABELA E.1: Equações encontradas para o RSB 2 com os dados do experimento 1 referente a entrada e saída

EQUAÇÕES RESULTANTES	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA (r^2)	NÚMERO DE AMOSTRAS	F ENCONTRADO
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENSOS E VOLÁTEIS DO LICOR			
Flagelados = $300,97 - 0,38 \text{ DQOa} - 0,47 \text{ SSL} + 0,57 \text{ SSVL}$	0,80	11	9,11
Rotíferos = $62,37 - 0,08 \text{ DQO} - 0,007 \text{ SSL} - 0,009 \text{ SSVL}$	0,60	15	5,57
EFICIÊNCIA DA NITRIFICAÇÃO, pH, ALCALINIDADE E AMÔNIA			
Rotíferos = $203,30 - 0,17 \text{ Efic N} - 12,52 \text{ pHa} - 0,13 \text{ Alca} - 1,26 \text{ NH}_3\text{-Na}$	0,62	20	6,24
Rotíferos = $- 154,56 + 0,54 \text{ Efic N} + 14,79 \text{ pH} + 0,13 \text{ Alc} - 0,02 \text{ NH}_3\text{-N}$	0,40	24	3,12
Ciliados rastejantes = $1164,11 - 0,81 \text{ Efic N} - 119,21 \text{ pHa} - 0,68 \text{ Alca} + 1,43 \text{ NH}_3\text{-Na}$	0,48	20	3,50
NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL, NITRITO, NITRATO, TAXA ESPECÍFICA DA NITRIFICAÇÃO E CONSUMO DA ALCALINIDADE			
Ciliados livres = $- 78,84 + 1,25 \text{ NTKa} + 14,71 \text{ NO}_2\text{-Na} + 286,29 \text{ NO}_3\text{-Na} - 1,62 \text{ Tx} + 36,12 \text{ Cons. Alca}$	0,94	9	9,92
Ciliados livres = $- 138,76 + 1,15 \text{ NTK} + 1,45 \text{ NO}_2\text{-N} - 6,86 \text{ NO}_3\text{-N} - 0,97 \text{ Tx} + 45,51 \text{ Cons. Alc}$	0,95	9	11,74
AMÔNIA LIVRE, ÁCIDO NITROSO LIVRE E PERDA DE NITROGÊNIO			
Amebas = $- 8,21 - 1,59 \text{ ALa} - 412849,34 \text{ ANLa} + 1,70 \text{ Perda N}$	0,50	19	5,00
Amebas = $- 5,76 + 20,02 \text{ AL} - 1347,26 \text{ ANL} + 1,22 \text{ Perda N}$	0,45	18	3,80

O índice "a" refere-se aos dados analisados da afluente

TABELA E.2: Equações encontradas para o RSB 1 com os dados do experimento 2 referente ao afluente e efluente

EQUAÇÕES RESULTANTES	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA (r^2)	NÚMERO DE AMOSTRAS	F ENCONTRADO
CARGA ORGÂNICA E SÓLIDOS SUSPENSOS DO LICOR			
Ciliados livres = - 124,09 + 278,08 CO + 0,01 SSL	0,36	19	4,50
EFICIÊNCIA DA NITRIFICAÇÃO, pH, ALCALINIDADE E AMÔNIA			
Rotíferos = 3909,09 + 5,14 Efic N - 741,25 pHa + 11,10 Alca + 13,51 NH ₃ -Na	0,48	35	6,97
AMÔNIA LIVRE, ÁCIDO NITROSO LIVRE E PERDA DE NITROGÊNIO			
<i>Vorticella</i> = 13,67 - 1,29 ALa + 24094,18 ANLa - 0,11 Perda N	0,63	13,03	27
<i>Aspidisca</i> = 1227,82 + 264,37 ALa + 18314,76 ANLa - 15,42 Perda N	0,30	3,22	27
Ciliados rastejantes = 1281,88 + 259,23 ALa + 17427,35 ANLa - 16,11 Perda N	0,29	3,16	27

O índice "a" refere-se aos dados analisados do afluente

TABELA E.3: Equações encontradas para o afluente de todos os dados dos dois experimentos

EQUAÇÕES RESULTANTES	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA (r^2)	NÚMERO DE AMOSTRAS	F ENCONTRADO
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENSOS E VOLÁTEIS DO LICOR			
<i>Vorticella</i> = 7,45 + 0,25 DQOa - 0,05 SSL + 0,04 SSVL	0,33	26	3,68
<i>Opercularia</i> = - 797,87 - 1,99 DQOa + 1,42 SSL - 1,13 SSVL	0,31	26	3,37
Flagelados = 1391,5 + 0,01 DQOa - 2,32 SSL + 2,56 SSVL	0,29	26	3,06
ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS			
Rotíferos = 2561,40 - 42,63 IVL + 4,24 SSTa	0,51	19	8,32
Nematódeos = 1164,04 - 18,30 IVL + 1,33 SSTa	0,34	19	4,09
Ciliados fixos = - 2181,79 + 51,80 IVL + 1,63 SSTa	0,39	19	5,14
EFICIÊNCIA DA NITRIFICAÇÃO, pH, ALCALINIDADE E AMÔNIA			
<i>Epistylis rotans</i> = 1609,87 - 15,47 Efic N + 55,63 pHa + 0,11 Alca - 19,47 NH ₃ -Na	0,35	56	6,88
<i>Vorticella</i> = 129,57 - 0,79 Efic N + 3,74 pHa - 0,31 Alca + 0,66 NH ₃ -Na	0,25	56	4,33
<i>Opercularia</i> = -2286,91 + 21,06 Efic N + 80,48 pHa + 2,16 Alca + 12,88 NH ₃ -Na	0,20	56	3,11
<i>Aspidisca</i> = - 3660,08 + 19,97 Efic N + 141,28 pHa + 5,00 Alca + 15,47 NH ₃ -Na	0,18	56	2,72
<i>Coleps</i> = - 7,6 + 0,14 Efic N + 1,97 pHa - 0,11 Alca + 0,34 NH ₃ -Na	0,17	56	2,65
Flagelados = - 1712,11 - 11,65 Efic N + 447,33 pHa - 0,53 Alca - 14,40 NH ₃ -Na	0,22	56	3,43
Rotíferos = 3200,86 + 11,63 Efic N - 708,66 pHa + 9,81 Alca - 9,8 NH ₃ -Na	0,62	56	20,45
Nematódeos = 1050,17 + 4,48 Efic N - 259,96 pHa + 2,98 Alca + 4,78 NH ₃ -Na	0,35	56	6,75
Ciliados Fixos = -2995,38 + 7,71 Efic N + 254,49 pHa + 14,79 Alca - 56,07 NH ₃ -Na	0,22	56	3,90
Ciliados Rastejantes = - 3424,97 + 19,69 Efic N + 111,12 pHa + 5,12 Alca + 16,15 NH ₃ -Na	0,17	56	2,70
NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL, NITRITO, NITRATO, TAXA ESPECÍFICA DA NITRIFICAÇÃO E CONSUMO DA ALCALINIDADE			
<i>Epistylis plicatilis</i> = 555,32 + 7,83NTKa - 82,40 NO ₂ -Na + 251,79 NO ₃ -Na - 8,42 Tx + 2,68 Cons. Alca	0,54	23	3,96
<i>Vorticella</i> = 81,16 + 0,03 NTKa + 32,73 NO ₂ -Na - 23,09 NO ₃ -Na - 0,49 Tx + 0,31 Cons. Alca	0,53	23	3,80
Flagelados = 300,08 - 3,74 NTKa + 1396,53 NO ₂ -Na - 48,08 NO ₃ -Na + 0,02 Tx - 9,06 Cons. Alca	0,69	23	5,25
<i>Amebas</i> = 12,67 - 0,05 NTKa - 4,38 NO ₂ -Na + 8,07 NO ₃ -Na - 0,03 Tx + 0,48 Cons. Alca	0,75	23	10,32

O índice "a" refere-se aos dados analisados do afluente

TABELA E.4: Equações encontradas para o RSB 1 com os dados do experimento 1 e 2 em conjuntos

EQUAÇÕES RESULTANTES	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA (r^2)	NÚMERO DE AMOSTRAS	F ENCONTRADO
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENSOS E VOLÁTEIS DO LICOR			
<i>Epistylis plicatilis</i> = 407,05 + 0,23 DQO + 1,59 SSL - 2,04 SSVL	0,43	26	5,50
<i>Epistylis rotans</i> = 984,60 + 7,17 DQO - 0,82 SSL + 0,58 SSVL	0,64	26	13,20
Amebas = 112,21 + 0,09 DQO + 0,09 SSL - 0,15 SSVL	0,33	26	3,65
RAZÃO ALIMENTO/MICROORGANISMO E REMOÇÃO DE DQO			
<i>Epistylis rotans</i> = 1712,20 + 134,41 A/M - 19,88 R _{DQO}	0,27	28	4,74
CARGA ORGÂNICA E SÓLIDOS SUSPENSOS DO LICOR			
<i>Coleps</i> = - 19,80 + 23,66 CO + 0,003 SSL	0,23	4,21	31
EFICIÊNCIA DA NITRIFICAÇÃO, pH, ALCALINIDADE E AMÔNIA			
<i>Epistylis rotans</i> = 1800,75 - 33,26 Efic N + 229,71 pH - 1,17 Alc - 43,98 NH ₃ -N	0,39	56	8,20
<i>Vorticella</i> = 43,79 - 0,76 Efic N + 7,66 pH + 0,01 Alc - 0,04 NH ₃ -N	0,18	56	2,75
<i>Opercularia</i> = - 2007,85 + 22,12 Efic N - 216,49 pH - 8,93 Alc + 19,22 NH ₃ -N	0,26	56	4,38
<i>Aspidisca</i> = 1880,12 + 22,84 Efic N - 432,99 pH - 2,71 Alc + 25,00 NH ₃ -N	0,23	56	3,86
Rotíferos = 1634,76 + 21,70 Efic N - 434,19 pH + 5,79 Alc + 1,57 NH ₃ -N	0,35	56	6,84
Nematódeos = 167,46 + 7,37 Efic N - 75,18 pH - 0,51 Alc + 4,22 NH ₃ -N	0,19	56	3,07
Ciliados Rastejantes = 1735,59 + 23,57 Efic N - 418,28 pH - 2,92 Alc + 27,63 NH ₃ -N	0,22	56	3,68
NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL, NITRITO, NITRATO, TAXA ESPECÍFICA DA NITRIFICAÇÃO E CONSUMO DA ALCALINIDADE			
<i>Epistylis plicatilis</i> = 944,29 - 4,88 NTK - 11,84 NO ₂ -N + 0,35 NO ₃ -N - 7,39 Tx + 12,02 Cons. Alc	0,75	23	10,45
<i>Vorticella</i> = 6,95 + 0,54 NTK + 4,25 NO ₂ -N + 0,72 NO ₃ -N - 0,30 Tx + 0,93 Cons. Alc	0,54	23	4,03
<i>Aspidisca</i> = 486,22 + 0,17 NTK + 3,24 NO ₂ -N + 52,49 NO ₃ -N - 8,04 Tx + 2,34 Cons. Alc	0,47	23	2,96
Amebas = 14,55 - 0,61 NTK - 0,04 NO ₂ -N + 0,019 NO ₃ -N - 0,07 Tx + 1,23 Cons. Alc	0,79	23	12,58
Nematódeos = - 581,10 + 7,51 NTK - 2,67 NO ₂ -N + 19,58 NO ₃ -N + 5,23 Tx - 0,92 Cons. Alc	0,55	23	4,19
Ciliados Rastejantes = 465,18 + 2,26 NTK + 2,57 NO ₂ -N + 53,19 NO ₃ -N - 7,74 Tx + 1,84 Cons. Alc	0,46	23	2,92
AMÔNIA LIVRE, ÁCIDO NITROSO LIVRE E PERDA DE NITROGÊNIO			
<i>Epistylis rotans</i> = - 281,15 + 680,70 AL - 331,06 ANL - 5,66 Perda N	0,29	47	3,54
<i>Opercularia</i> = 1457,25 - 945,12 AL + 799,81 ANL - 16,19 Perda N	0,17	47	2,96

TABELA E.5: Equações encontradas para o RSB 2 com os dados do experimento 1 e 2 em conjuntos

EQUAÇÕES RESULTANTES	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA (r^2)	NÚMERO DE AMOSTRAS	F ENCONTRADO
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENSOS E VOLÁTEIS DO LICOR			
Flagelados = 1943,60 + 1,03 DQO - 2,45 SSL + 2,5 SSVL	0,30	26	3,08
Amebas = 49,09 + 0,21 DQO + 0,01 SSL - 0,04 SSVL	0,37	26	4,26
RAZÃO ALIMENTO/MICROORGANISMO E REMOÇÃO DE DQO			
Ciliados Fixos = 1727,25 - 13175,89 AM + 24,36 R _{DQO}	0,23	31	4,13
CARGA ORGÂNICA E SÓLIDOS SUSPENSOS DO LICOR			
Aspidisca = - 1254,07 - 1831,24 CO + 0,90 SSL	0,26	32	5,16
Ciliados rastejantes = - 1236,45 - 1764,91 CO + 0,89 SSL	0,25	32	4,78
ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS			
<i>Epistylis rotans</i> = -1796,61 - 51,57 IVL - 13,91 SST	0,39	17	4,50
<i>Vorticella</i> = 483,69 - 4,87 IVL - 5,94 SST	0,40	17	4,60
EFICIÊNCIA DA NITRIFICAÇÃO, pH, ALCALINIDADE E AMÔNIA			
Aspidisca = 2661,94 + 24,41 Efic N - 596,37 pH + 4,43 Alc + 4,01 NH ₃ -N	0,22	58	3,72
Flagelados = 246,27 - 2,21 Efic N + 5,94 pH - 0,18 Alc + 23,10 NH ₃ -N	0,18	58	2,91
Rotíferos = - 242,37 + 27,99 Efic N - 363,28 pH + 9,76 Alc - 2,61 NH ₃ -N	0,33	58	6,48
Nematódeos = - 122,93 + 5,39 Efic N - 66,31 pH + 2,67 Alc - 3,61 NH ₃ -N	0,26	58	4,72
Ciliados Rastejantes = 2393,78 + 26,43 Efic N - 586,71 pH - 4,92 Alc + 4,83 NH ₃ -N	0,21	58	3,62
NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL, NITRITO, NITRATO, TAXA ESPECÍFICA DA NITRIFICAÇÃO E CONSUMO DA ALCALINIDADE			
<i>Epistylis plicatilis</i> = - 253,85 - 2,96 NTK + 2,57 NO ₂ -N + 74,57 NO ₃ -N - 2,55 Tx + 90,08 Cons. Alc	0,52	20	3,06
Aspidisca = - 176,64 + 3,47 NTK + 16,32 NO ₂ -N + 75,41 NO ₃ -N - 6,36 Tx + 84,62 Cons. Alc	0,54	20	3,26
Amebas = - 33,6 + 1,11 NTK - 1,74 NO ₂ -N - 1,61 NO ₃ -N + 0,36 Tx + 6,74 Cons. Alc	0,61	20	4,45
Nematódeos = 1145,05 - 9,75 NTK - 19,09 NO ₂ -N - 13,44 NO ₃ -N + 0,53 Tx - 96,78 Cons. Alc	0,51	20	2,91
Ciliados Rastejantes = -125,74 + 3,12 NTK + 13,5 NO ₂ -N + 72,79 NO ₃ -N - 5,55 Tx + 76,44 Cons. Alc	0,51	20	2,96
AMÔNIA LIVRE, ÁCIDO NITROSO LIVRE E PERDA DE NITROGÊNIO			
Flagelados = 511,48 + 1631,73 AL + 1508,59 ANL - 11,48 Perda N	0,29	39	4,75
Amebas = - 7,78 + 41,40 AL - 215,26 ANL + 0,49 Perda N	0,22	39	3,39

TABELA E.6: Equações resultantes dos dados do RSB 1 e RSB 2 juntos para os dois experimentos em conjunto

EQUAÇÕES RESULTANTES	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA (r^2)	NÚMERO DE AMOSTRAS	F ENCONTRADO
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, SÓLIDOS SUSPENSOS E VOLÁTEIS DO LICOR			
<i>Epistylis rotans</i> = 1998,33 + 2,08 DQO - 1,14 SSL + 0,79 SSVL	0,16	53	3,09
RAZÃO ALIMENTO/MICROORGANISMOS E REMOÇÃO DE DQO			
<i>Aspidisca</i> = - 93,28 + 2558,34 A/M - 0,36 R _{DQO}	0,20	59	7,20
Ciliados rastejantes = - 53,28 + 2872,56 A/M - 0,47 R _{DQO}	0,20	59	7,12
ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS			
<i>Epistylis rotans</i> = -1482,86 + 40,41 IVL - 7,08 SST	0,31	35	7,14
EFICIÊNCIA DA NITRIFICAÇÃO, pH, ALCALINIDADE E AMÔNIA			
<i>Epistylis rotans</i> = - 383,91 - 13,62 Efic N + 281,89 pH - 1,34 Alc - 17,00 NH ₃ -N	0,08	114	2,50
<i>Aspidisca</i> = 1640,58 + 8,76 Efic N - 286,56 pH - 0,81 Alc + 11,47 NH ₃ -N	0,09	114	2,98
<i>Trachelophyllum</i> = 1187,95 + 11,43 Efic N - 259,86 pH + 1,97 Alc + 2,20 NH ₃ -N	0,09	114	2,68
Rotíferos = 714,40 + 12,82 Efic N - 229,70 pH + 3,12 Alc + 0,57 NH ₃ -N	0,14	114	4,43
Nematódeos = - 122,93 + 5,39 Efic N - 66,31 pH + 2,67 Alc - 3,61 NH ₃ -N	0,26	114	2,49
Ciliados rastejantes = 1522,14 + 9,84 Efic N - 278,91 pH - 0,87 Alc + 13,49 NH ₃ -N	0,09	114	2,98
Ciliados livres = 336,72 + 3,65 Efic N - 110,64 pH + 3,42 Alc + 9,38 NH ₃ -N	0,12	114	3,73
AMÔNIA LIVRE, ÁCIDO NITROSO LIVRE E PERDA DE NITROGÊNIO			
<i>Aspidisca</i> = 887,86 - 367,02 AL - 4448,67 ANL - 13,91 Perda N	0,12	85	3,68
Rotíferos = 710,16 - 457,40 AL + 4150,87 ANL - 4,85 Perda N	0,09	85	2,74
Ciliados rastejantes = 949,91 - 305,88 AL - 5242,29 ANL - 14,32 Perda N	0,13	85	3,94
Ciliados livres = 406,44 + 1172,01 AL - 9058,27 ANL - 7,68 Perda N	0,19	85	3,94