

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

MARIA ELISA MAGRI

**NITRIFICAÇÃO E PRÉ-DESNITRIFICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO NO SISTEMA:
TANQUE ANÓXICO + DECANTO-DIGESTOR + BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COM
CASCAS DE OSTRAS COMO MEIO SUPORTE**

FLORIANÓPOLIS
2009

MARIA ELISA MAGRI

**NITRIFICAÇÃO E PRÉ-DESNITRIFICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO NO SISTEMA:
TANQUE ANÓXICO + DECANTO-DIGESTOR + BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COM
CASCAS DE OSTRAS COMO MEIO SUPORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. LUIZ SÉRGIO PHILIPPI

**FLORIANÓPOLIS
MARÇO DE 2009**

NITRIFICAÇÃO E PRÉ-DESNITRIFICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO NO SISTEMA: TANQUE ANÓXICO + DECANTO-DIGESTOR + BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COM CASCAS DE OSTRAS COMO MEIO SUPORTE

MARIA ELISA MAGRI

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de Saneamento Ambiental.

Aprovado por:

Prof^a. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr^a.

Prof. Miguel Mansur Aisse, Dr.

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)

Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr.

**FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL
MARÇO/2009**

AGRADECIMENTOS

Várias pessoas fizeram parte, direta ou indiretamente, da elaboração e execução deste projeto. Gostaria muito de agradecer à todos, em especial:

Ao meu orientador, professor Luiz Sérgio Philippi, com quem compartilho minhas idéias e ideais;

Aos professores Miguel Mansur Aisse e Rejane Helena Ribeiro da Costa, por terem aceito integrar a banca avaliadora deste trabalho, e por todas as contribuições decorrentes da mesma;

À meus pais José e Magda e à meu irmão José, por todo apoio e afeto;

Ao Fabrício, por me acompanhar neste projeto durante seus quatro anos de duração, me ajudando em todas as etapas com muita disposição e carinho;

À Sandra e Tuti, bolsistas e amigas muito especiais, pois assumiram com toda dedicação e responsabilidade a operação do experimento comigo;

À toda equipe do GESAD, meu grupo de coração, em especial à Carla e Débora;

Ao seu Hélio, um amigo muito especial e profissional de maior experiência prática que já conheci;

À professora Janaíde Cavalcante Rocha, pela atenção e realização das análises de Fluorescência de raios x;

Ao pessoal do LIMA, em especial à Arlete;

Ao pessoal do Núcleo de Manutenção da UFSC;

Ao CNPq, pela bolsa de estudos concedida.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	19
2.1 OBJETIVO GERAL	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
3.1 Transformações bioquímicas da matéria carbonácea	20
3.1.1 Transformações da matéria carbonácea sob condições aeróbias	20
3.1.2 Transformações da matéria carbonácea sob condições anaeróbias	21
3.2 Transformações bioquímicas da matéria nitrogenada	22
3.2.1 Nitrificação	23
3.2.2 Desnitrificação	25
3.3 Reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários	28
3.3.1 Tanque séptico / decanto-digestor	28
3.4 Reatores aeróbios de biomassa aderida para o tratamento de esgotos sanitários	29
3.4.1 Biofilme	31
3.4.2 Meio Suporte	34
3.4.3 Biofiltros Aerados Submersos	36
3.5 Combinação de processos anaeróbio/aeróbio para tratamento de esgotos sanitários	41
4. METODOLOGIA	42
4.1 Descrição do sistema	42
4.2 Operação do sistema	46
4.2.1 Operação Global – nitrificação - fases 1 e 2	46
4.2.2 Desnitrificação – fases A e B	49
4.3 Monitoramento do sistema	51
4.3.1 Monitoramento analítico físico-químico	51
4.3.2 Análises do meio suporte dos biofiltros – cascas de ostras	54
4.3.2.1 Perda de massa e descarbonatação	54
4.3.2.2 Microscopia eletrônica de varredura - MEV	57
4.3.2.3 Espectrometria por fluorescência de raios x - FRX	58
4.3.2.4 Espectrometria por difratometria de raios x - DRX	59

4.4 Avaliação estatística dos dados – análise de variância	60
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	62
5.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea no sistema	63
5.1.1 Fase 1	63
5.1.1.1 Demanda Química de Oxigênio Total - DQOt	63
5.1.1.2 Sólidos Suspensos Totais - SSt	67
5.1.2 Fase 2	71
5.1.2.1 Demanda Química de Oxigênio Total - DQOt	71
5.1.2.2 Sólidos Suspensos Totais - SSt	74
5.1.3 Avaliação comparativa dos dados e análise de variância entre as fases 1 e 2	80
5.2 Nitrificação nos biofiltros aerados submersos	86
5.2.1 Fase 1	86
5.2.2 Fase 2	95
5.2.3 Avaliação comparativa dos dados e análise de variância entre as fases 1 e 2	102
5.2.4 Avaliação da capacidade de tamponamento dos biofiltros	106
5.3 Desnitrificação no tanque anóxico	111
5.3.1 Fase A	111
5.3.2 Fase B	114
5.3.3 Avaliação comparativa dos dados e análise de variância entre as fases A e B	117
5.4 Avaliação do meio suporte – cascas de ostras	122
5.4.1 Perda de massa e descarbonatação	122
5.4.2 Microscopia de varredura eletrônica - MEV	124
5.4.3 Espectrometria por fluorescência de raios x - FRX	127
5.4.4 Espectrometria por difratometria de raios x - DRX	128
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136

RESUMO

O quadro atual dos serviços de esgotamento sanitário no estado de Santa Catarina reforça a necessidade de implantação de unidades de tratamento de esgotos aplicáveis às pequenas coletividades. No estado, 69% dos domicílios possuem como destino de seus esgotos algum tipo de “fossa”. Nestes sistemas não são efetivas as remoções de matéria orgânica solúvel, nitrogênio, fósforo e coliformes. Os conceitos abordados pela concepção de saneamento, enquanto saneamento descentralizado, apresentam vantagens quando aplicados neste tipo de situação. Dentro deste contexto, há a necessidade do desenvolvimento de novas alternativas para o tratamento de esgotos de forma descentralizada. Dentro desta perspectiva, este trabalho teve como objetivos o estudo teórico e prático da nitrificação e pré-desnitrificação, além da remoção de matéria orgânica carbonácea, em um sistema composto por um tanque anóxico (TA), um decanto-digestor (DD) e dois biofiltros aerados submersos (BAS) com cascas de ostras como meio suporte. O experimento foi operado durante 300 dias sendo que o DD + BAS foram avaliados em duas fases (1 e 2) bem como o TA (fases A e B). As condições operacionais do DD e BAS foram respectivamente: fase 1 - TDH e COV no DD de 77h e 183gDQO/m³.d; TDH, COV, TAH e relação C:N (DQO:N-NH₄⁺) nos BAS de 15h, 370gDQO/m³.d, 2,6m³/m².d e 5,0; fase 2 - TDH e COV no DD de 38h e 171gDQO/m³.d; TDH, COV, TAH e relação C:N nos BAS de 7,5h, 372gDQO/m³.d, 5,2m³/m².d e 3,7. As condições no TA foram respectivamente: fase A - TDH e relação C:N (DQO:N-NO₃⁻) de 8h e 10; fase B - TDH e relação C:N de 4h e 7,4. Além do monitoramento analítico dos efluentes, foram avaliadas as interações entre a fase líquida dos BAS e as cascas de ostras, bem como sua “degradação”. Para avaliação comparativa dos dados foi aplicada análise estatística de variância, ANOVA, no *software Statistics*[®]. Por meio dos principais resultados coletados, pôde-se concluir que o DD foi mais eficiente na fase 1 (83%) do que na fase 2 (76%) na remoção de SS, enquanto na remoção de DQO os dados coletados em ambas as fases não apresentaram diferença estatística (60% na fase 1 e 57% na fase 2). O BAS1 foi mais eficiente com 98% de remoção de N-NH₄⁺ na fase 2 do que na fase 1 (90%). O BAS2 foi também mais eficiente na fase 2 com 92% de remoção de N-NH₄⁺ do que na fase 1 (90%). Tendo em vista que as condições operacionais da fase 2 proporcionaram melhores eficiências na remoção de N-NH₄⁺ nos BAS, pôde-se concluir que podem ser aplicadas maiores taxas hidráulicas e cargas volumétricas, e menores TDH nos reatores, desde que a relação C:N seja diminuída. Os biofiltros mantiveram uma ótima capacidade de tamponamento, mesmo com uma intensa atividade nitrificante nos reatores, possibilitado pelas cascas de ostras. As cascas sofreram uma perda de massa ao longo do experimento, no entanto, esta perda foi uniforme, ou seja, partes proporcionais de todos os seus constituintes foram perdidas e não somente o carbonato de cálcio, o que garante que ao longo do tempo as cascas não perderão sua função de agente tampão, apesar de diminuírem em volume. O TA foi mais eficiente na desnitrificação na fase A, apresentando uma remoção média de N-NO₃⁻ de 88%, quando comparado à fase B onde apresentou 75% remoção de N-NO₃⁻. Pôde-se concluir que para utilização do carbono presente no esgoto doméstico no processo de desnitrificação há a necessidade de adotarem-se relações C:N mais elevadas (>8) e TDH maiores do que 4 horas.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto Sanitário - Decanto-digestor - Biofiltro Aerado Submerso - Nitrificação - Desnitrificação - Cascas de Ostras.

ABSTRACT

The situation of sanitary systems in Santa Catarina (Brazil) reinforces the necessity of the introduction of wastewater treatment unities applicable in small and decentralized areas. In the State of Santa Catarina, 69% of the houses have as the destiny of the wastewater some kind of septic tank. In these systems the removals of soluble organic matter, nitrogen, phosphorus and pathogenics are not effective. The concepts boarded for the new conception of sanitation, as decentralized sanitation, present advantages when implemented in this kind of situation. In this context, there is the necessity of developing new alternatives for wastewater treatment in a decentralized way. In this perspective, this work had as objectives the theoretical and practical study of the nitrification and denitrification, other than the carbonaceous organic matter removal, in a system composed by an anoxic tank (AT), a decantation-digester (DD) and two aerated submerged biofilters (ASB) filled with oyster shells. The experiment was operated during 300 days, and the DD + ASB were evaluated in two phases (1 e 2) just like the AT (phases A e B). The operational conditions of the DD and ASB were respectively: phase 1 - HDT and OVL at DD of 77h and 183gCOD/m³.d; HDT, OVL, HL and relation C:N (COD:N-NH₄⁺) at BAS of 15h, 370gCOD/m³.d, 2,6m³/m².d e 5,0; phase 2 - HDT and OVL at DD of 38h and 171gCOD/m³.d; HDT, OVL, HL and relation C:N at ASB of 7,5h, 372gCOD/m³.d, 5,2m³/m².d and 3,7. The conditions at AT were respectively: phase A - HDT and relation C:N (COD:N-NO₃⁻) of 8h and 10; phase B - HDT and relation C:N of 4h and 7,4. Other than the analytical accompaniment of the effluents, were also evaluated the interactions between the liquid phase of ASB and the oyster shells, as well as their "degradation". For the comparative evaluation of data was applied statistic analyze of variance, ANOVA, making use of the software *Statistics*[®]. By the main collected data, could be concluded that the DD was more efficient at phase 1(83%) than at phase 2 (76%) in the removal of SS, while in the removal of COD the data collected at both phases did not presented statistic difference (60% at phase 1 and 57% at phase 2). The ASB 1 was more efficient with 98% of removal of N-NH₄⁺ at phase 2 than at phase 1 (90%). The ASB 2 was also more efficient at phase 2 with 92% of removal of N-NH₄⁺ than at phase 1 (90%). In the view that the operational conditions of phase 2 provided better efficiencies in the removal of N-NH₄⁺ at ASB, it could be concluded that can be applied greater hydraulic and organic volumetric loadings, and minors HDT in the reactors, since that the C:N relation is decreased. The biofilters kept an excellent buffering capacity, even with an intense nitrification activity in the reactors, made possible by the oyster shells. The shells suffered a mass loss throughout the experiment, however this loss was uniform, that is, proportional parts of all their constituents were lost and not only the calcium carbonate, what guarantee that throughout the time the shells will not lose their function of buffering agent, although they diminish in volume. The AT was more efficient in denitrification at phase A, with a medium removal of N-NO₃⁻ of 88%, when compared with phase B, where it ranged 75% of N-NO₃⁻ removal. It could be concluded that for the utilization of wastewater carbon in the denitrification process that is the necessity of adoption relations of C:N more elevated (>8) and HDT greater than 4 hours.

KEY-WORDS: Wastewater - Decantation Digester - Aerated Submerged Biofilter - Nitrification - Denitrification - Oyster Shells.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Estágios da digestão anaeróbia.	22
Figura 02. Biofilme e sua formação em camadas distintas em termos de micro-condições ambientais.	33
Figura 03. Estrutura do decanto-digestor e biofiltros aerados submersos.	43
Figura 04. Fluxograma de funcionamento do sistema de tratamento.	44
Figura 05. Fluxograma de funcionamento do sistema nos cem primeiros dias de operação.	45
Figura 06. Vista geral da unidade experimental - sistema de tratamento de esgoto sanitário.	45
Figura 07. Fluxograma com as fases de operação do sistema, e suas principais características.	50
Figura 08. Operação do sistema – localização temporal das fases de nitrificação e desnitrificação.	51
Figura 09. Decanto-digestor e biofiltros aerados submersos em operação.	51
Figura 10. Aparato para coleta de cascas de ostras dos reatores.	55
Figura 11. Coletor posicionado dentro dos reatores – biofiltros 1 e 2.	55
Figura 12. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 1.	63
Figura 13. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 1.	64
Figura 14. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 1.	64
Figura 15. Série temporal das concentrações de DQOt nos pontos saída do BAS1 e BAS2 – fase 1.	65
Figura 16. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de SSt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 1.	68
Figura 17. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de SSt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 1.	69
Figura 18. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 2.	71
Figura 19. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 2.	72
Figura 20. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 2.	72
Figura 21. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de SSt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 2.	74
Figura 22. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de SSt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 2.	75

LISTA DE FIGURAS (continuação)

Figura 23. Série temporal das concentrações de SSt nos pontos saída do DD e saída do BAS1 – fase 2....	76
Figura 24. Série temporal das concentrações de SSt nos pontos saída do DD e saída do BAS 2 – fase 2...	76
Figura 25. Perfil dos sólidos totais – BAS1.	77
Figura 26. Perfil dos sólidos totais – BAS2.	77
Figura 27. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de DQOt no DD nas fases 1 e 2.....	81
Figura 28. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de SSt no DD nas fases 1 e 2.....	81
Figura 29. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de DQOt no BAS1 nas fases 1 e 2.....	82
Figura 30. Gráfico tipo <i>plot</i> das concentrações efluentes de SSt no BAS1 nas fases 1 e 2.	82
Figura 31. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de DQOt no BAS2 nas fases 1 e 2.....	83
Figura 32. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de SS no BAS2 nas fases 1 e 2.....	83
Figura 33. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos no BAS 1.....	87
Figura 34. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS1.....	89
Figura 35. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados no BAS2.....	91
Figura 36. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS2.....	92
Figura 37. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de N-amoniaco no BAS1 (ponto 1) e BAS2 (ponto 2) na fase 1.....	93
Figura 38. Balanço do nitrogênio total no BAS 1 e BAS 2.....	94
Figura 39. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados no BAS1 – Fase 2.....	97
Figura 40. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS1 – fase2.	98
Figura 41. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados no BAS1 – Fase 2.....	99
Figura 42. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS2 – fase2.	100
Figura 43. Balanço do nitrogênio total no BAS 1 e BAS 2 – fase 2.....	101
Figura 44. Série temporal das concentrações de alcalinidade total no BAS 1 – fases 1 e 2.....	107
Figura 45. Série temporal das concentrações de alcalinidade total no BAS 2 – fases 1 e 2.....	107
Figura 46. Série temporal dos dados de potencial hidrogeniônico no BAS 1 – fases 1 e 2.....	108
Figura 47. Série temporal dos dados de potencial hidrogeniônico no BAS 2 – fases 1 e 2.....	108
Figura 48. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de $N-NH_4^+$ no BAS1 nas fases 1 e 2.....	103
Figura 49. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de $N-NH_4^+$ no BAS1 na fase 2.....	103

LISTA DE FIGURAS (continuação)

Figura 50. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de $N-NO_3^-$ no BAS1 nas fases 1 e 2.....	103
Figura 51. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de $N-NH_4^+$ no BAS2 nas fases 1 e 2.	104
Figura 52. Gráfico <i>box plot</i> das concentrações efluentes de $N-NO_3^-$ no BAS2 nas fases 1 e 2.....	104
Figura 53. Série temporal das concentrações de $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$ afluentes e efluentes ao TA – fase A.	112
Figura 54. Relação entre o percentual de remoção de $N-NO_3^-$ e a relação C:N no TA – fase A.	112
Figura 55. Agrupamento dos dados em períodos distintos de relação C:N e remoção de $N-NO_3^-$ - fase A.	113
Figura 56. Série temporal das concentrações de $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$ afluentes e efluentes ao TA – fase B.	115
Figura 57. Agrupamento dos dados em períodos distintos de relação C:N e remoção de $N-NO_3^-$ - fase B.	116
Figura 58. Relação entre o percentual de remoção de $N-NO_3^-$ e a relação C:N no TA – fase B.....	117
Figura 59. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras iniciais - BAS1.	125
Figura 60. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras finais - BAS1.	125
Figura 61. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras iniciais - BAS1.	125
Figura 62. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras finais - BAS1.	125
Figura 63. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras iniciais - BAS1.	126
Figura 64. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras finais - BAS1.	126
Figura 65. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras iniciais – BAS2.....	126
Figura 66. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras finais – BAS2.	126
Figura 67. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras iniciais – BAS2.....	126
Figura 68. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras finais – BAS2.	126
Figura 69. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras iniciais – BAS2.....	127
Figura 70. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras finais – BAS2.	127
Figura 71. Difratoograma de raio x BAS1 – cascas de ostras finais e iniciais.....	129
Figura 72. Difratoograma de raio x BAS2 – cascas de ostras finais e iniciais.....	129

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Caracterização físico-química do lodo de inóculo dos biofiltros.	47
Tabela 02. Resultados do monitoramento das concentrações de DQOt nos pontos amostrados - fase 1.....	63
Tabela 03. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de DQOt do BAS1 e BAS2 – fase 1.....	66
Tabela 04. Cargas volumétricas de DQO aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 1.	66
Tabela 05. Resultados do monitoramento das concentrações de SSt nos pontos amostrados - fase 1.....	67
Tabela 06. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de SSt do BAS1 e BAS2.	69
Tabela 07. Cargas volumétricas de SS aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 1...70	
Tabela 08. Resultados do monitoramento das concentrações de DQOt nos pontos amostrados - fase 2.....	71
Tabela 09. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de DQOt do BAS1 e BAS2 – fase 2.....	73
Tabela 10. Cargas volumétricas de DQO aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 2.	73
Tabela 11. Resultados do monitoramento das concentrações de SSt nos pontos amostrados - fase 2.....	74
Tabela 12. Caracterização dos efluentes com excesso de sólidos nos biofiltros - fase 2.	77
Tabela 13. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de SS do BAS1 e BAS2 – fase 2.	78
Tabela 14. Cargas volumétricas de SS aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 2...79	
Tabela 15. Resultados da remoção de DQO e SS do sistema nas fases 1 e 2.	80
Tabela 16. Análise de variância entre os dados de concentração efluente de DQO e SS nos reatores – fases 1 e 2.....	80
Tabela 17. Resultados da eficiência global de remoção de DQO e SS do sistema nas fases 1 e 2.	84
Tabela 18. Comportamento dos compostos nitrogenados inorgânicos nos biofiltros - fase 1.	86
Tabela 19. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ do BAS1 e BAS2 – fase 2.....	86
Tabela 20. Balanço de nitrogênio total nos biofiltros - fase 1.....	94
Tabela 21. Comportamento dos compostos nitrogenados inorgânicos nos biofiltros - fase 2.	96
Tabela 22. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ do BAS1 e 2 – fase 2.	96
Tabela 23. Balanço de nitrogênio total nos biofiltros - fase 2.....	100

LISTA DE TABELAS (continuação)

Tabela 24. Resultados da alcalinidade total e potencial hidrogeniônico na entrada e saída do BAS1 e 2 – fases 1 e 2.....	106
Tabela 25. Resumo dos resultados da remoção de nitrogênio e nitrificação nos biofiltros, e principais características operacionais das fases 1 e 2.....	102
Tabela 26. Análise de variância entre os dados de concentração efluente de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nos biofiltros - fases 1 e 2.....	103
Tabela 27. Comportamento dos compostos nitrogênio nitrato e DQOt na entrada e saída do TA - fase A.....	111
Tabela 28. Comportamento dos parâmetros pH e alcalinidade total na entrada e saída do TA - fase A. ...	114
Tabela 29. Comportamento dos compostos nitrogênio nitrato e DQOt na entrada e saída do TA - fase B.....	114
Tabela 30. Comportamento dos parâmetros pH e alcalinidade total na entrada e saída do TA - fase B....	117
Tabela 31. Resultados da desnitrificação no TA nas fases A e B.	118
Tabela 32. Análise de variância entre as relações C:N e entre os dados de concentração de saída de $N-NO_3^-$ do TA – fases A e B.	118
Tabela 33. Síntese dos principais resultados obtidos nos reatores estudados de acordo as fases operacionais às quais foram submetidos.	121
Tabela 34. Massa total inicial e final e perda de massa por cascas de ostras – desumidificadas.	122
Tabela 35. Percentual médio de perda de massa de carbonato de cálcio ou descarbonatação à 750°C.	123
Tabela 36. Análise química elementar em percentual das cascas de ostras iniciais e finais – BAS 1.	124
Tabela 37. Análise química dos óxidos formadores das cascas de ostras iniciais e finais – BAS 1 e 2. ...	128

LISTA DE QUADROS

Quadro 01. Principais características de pesquisas realizadas com tratamento de esgotos em biofiltros aerados submersos.....	39
Quadro 02. Síntese das principais características dos reatores.....	43
Quadro 03. Metodologias utilizadas para análises físico-químicas do lodo de inóculo.....	47
Quadro 04. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase 1 de nitrificação no sistema.	48
Quadro 05. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase 2 de nitrificação no sistema.	48
Quadro 06. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase A de desnitrificação no sistema.	49
Quadro 07. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase 1 de desnitrificação no sistema.	50
Quadro 08. Análises físico-químicas e respectivas metodologias utilizadas.	52
Quadro 09. Pontos amostrados para realização das análises físico-químicas.	53

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIATURAS

BAS	Biofiltro Aerado Submerso
B1	Bomba de Esgoto Bruto 1
B2	Bomba de Esgoto Bruto 2
B3	Bomba de Recirculação de Esgoto Tratado
BD	Bomba Dosadora
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
COV	Carga Orgânica Volumétrica ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$)
DD	Decanto-digestor
DP	Desvio Padrão
DQOf	Demanda Química de Oxigênio filtrada (mg/L)
DQOt	Demanda Química de Oxigênio total (mg/L)
DQOs	Demanda Química de Oxigênio sobrenadante (mg/L)
Epagri	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
N	Número de amostragens
N-NH_4^+	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)
N-NO_2^-	Nitrogênio Nitrito (mg/L)
N-NO_3^-	Nitrogênio Nitrato (mg/L)
N-NO_x	Nitrogênio Oxidado (mg/L)
OD	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
pH	Potencial Hidrogeniônico
SIAB	Sistema de Informação da Atenção Básica – Estado de Santa Catarina
SSed	Sólidos Sedimentáveis (ml/L)
SST	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
ST	Sólidos Totais (mg/L)
STF	Sólidos Totais Fixos (mg/L)
STV	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)
TA	Tanque Anóxico
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica (m/dia)
TR	Tanque de Recirculação
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

1. INTRODUÇÃO

É bastante preocupante a atual conjuntura do saneamento básico brasileiro, uma vez que este continua demonstrando carências tanto nas áreas rurais como urbanas.

O atual quadro dos serviços de esgotamento sanitário no estado de Santa Catarina reforça a necessidade da implantação de unidades de tratamento de esgotos aplicáveis às pequenas coletividades. Como prática comum, têm-se a aplicação de sistemas como tanques sépticos seguidos de disposição no solo.

Segundo dados do relatório confeccionado pelo SIAB e CASAN no ano de 2005, no estado de Santa Catarina 69% dos domicílios possuem como destino de seus esgotos algum tipo de “fossa”, 9% lançam esgoto a céu aberto, em valas, córregos, no quintal de casa ou nas ruas, e 22% possuem ligação com redes coletoras.

Os tanques sépticos, mesmo quando dimensionados de acordo com a Norma Técnica (ABNT-NBR7229/93), não proporcionam efluentes que possam ser lançados aos corpos d’água sem causar impactos significativos ao ambiente. As remoções de matéria orgânica solúvel, nitrogênio, fósforo e coliformes não são efetivas, havendo quase sempre a necessidade de implantação de unidades de pós-tratamento.

Os conceitos abordados pela concepção de saneamento, enquanto saneamento descentralizado, apresentam vantagens quando aplicados neste tipo de situação, como a do estado de Santa Catarina. A construção de extensas redes coletoras e estações de tratamento centralizadas para o atendimento de 78% dos domicílios, que de acordo com o relatório acima citado não possuem uma destinação adequada para seus esgotos, não seria viável sob o ponto de vista da sustentabilidade, salientando-se que muitos destes domicílios estão situados em áreas de baixas densidades demográficas (menos de 50 habitantes/km²).

A implantação de pequenas unidades de coleta e tratamento ou de unidades individuais sob a lógica do saneamento descentralizado, em situações como a do estado de Santa Catarina, poderiam trazer diversas vantagens, como por exemplo: a redução do transporte dos esgotos, com a provável eliminação de elevatórias e reservatórios; a geração de oportunidades de reutilização local dos efluentes e de recarga de aquíferos; problemas em uma unidade simples não causariam colapso em todo o sistema; e o desenvolvimento de potencialidades locais, assim, pequenos sistemas de tratamento de esgotos poderiam ser projetados, operados e monitorados pelos profissionais locais de saneamento.

Dentro deste contexto, há a necessidade do desenvolvimento de novas alternativas de sistemas para o tratamento de esgotos sanitários de forma descentralizada, visando a segregação, o reúso, sistemas descentralizados mais compactos, com efluentes tratados de melhor qualidade, e passíveis de serem implantados em situações diversas.

Os sistemas combinados anaeróbio/aeróbio vêm mostrando ser uma opção viável de implantação, apresentando vantagens quanto aos aspectos econômicos e técnicos, pois esses sistemas podem promover a oxidação carbonácea, nitrificação, desnitrificação e, algumas vezes, a remoção de frações de fósforo dos esgotos.

Von Sperling (1996) aponta outras vantagens na combinação destes dois processos: simplicidade operacional, e reduções de 50% na produção de lodo nos processos aerados e no consumo de energia com aeradores, uma vez que uma fração da DBO é normalmente removida pelo sistema anaeróbio.

Com relação aos tipos de combinações, dentre os processos aeróbios que vêm sendo estudados para atuarem no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, a tecnologia dos biofiltros aerados submersos (BAS) surge como uma promissora alternativa.

Como existem algumas questões potenciais a serem exploradas sobre os biofiltros aerados submersos, este se tornou um dos objetos de investigação desta pesquisa, além da combinação

com unidades de desnitrificação para promover a remoção total de nitrogênio inorgânico dos esgotos.

Dentre outras questões, há ainda a necessidade de se pesquisar o uso de novos materiais de preenchimento para os BAS.

Neste contexto, e visando aproveitar potencialidades locais seguindo a lógica do saneamento descentralizado, foi explorada também nesta pesquisa a aplicação de cascas de ostras como meio suporte, ou material de preenchimento, dos biofiltros aerados submersos. Segundo relatório da Epagri do ano de 2004, o estado de Santa Catarina é responsável por 95% da produção nacional de moluscos, incluindo ostras, mexilhões e vieiras. O município de Florianópolis responde por 83% da produção de ostras no estado, correspondendo à aproximadamente 1 milhão de dúzias produzidas anualmente. A maior parte das conchas resultantes do consumo destes moluscos são dispostas de forma inadequada no ambiente, ou são utilizadas em atividades que lhe agregam pouco valor, o que justifica a pesquisa de novas formas de aproveitamento deste resíduo. Aliada a esta situação, as cascas de ostras são compostas basicamente por carbonato de cálcio, o que teoricamente, auxiliará no processo biológico de remoção de nitrogênio (nitrificação) nos biofiltros aerados submersos.

Dentro desta perspectiva, justifica-se o estudo teórico e as experimentações práticas de um sistema de tratamento de esgotos visando à remoção de matéria carbonácea e nitrogênio, como o aqui proposto, composto por um tanque anóxico e um decanto-digestor seguido por dois biofiltros aerados submersos preenchidos com cascas de ostras.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliação dos processos de nitrificação e desnitrificação, concomitantes ao processo de oxidação da matéria orgânica carbonácea, num sistema de tratamento de esgoto sanitário composto por tanque anóxico + decanto-digestor + biofiltros aerados submersos, com cascas de ostras como meio suporte.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o processo de nitrificação nos biofiltros aerados submersos, concomitantemente ao processo de oxidação da matéria carbonácea;
- Identificar as interações entre as cascas de ostras e a fase líquida do reator, avaliando sua eficiência como meio suporte e agente tampão nos biofiltros aerados submersos;
- Avaliar o processo de desnitrificação no tanque anóxico, precedente ao decanto-digestor na linha de tratamento;
- Estudar o comportamento do sistema frente a diferentes condições operacionais propostas.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 TRANSFORMAÇÕES BIOQUÍMICAS DA MATÉRIA CARBONÁCEA

O metabolismo da matéria carbonácea presente nos esgotos constitui a principal fonte de energia para os microorganismos em formação e crescimento nos reatores.

O carbono é o principal elemento utilizado durante a biossíntese celular. Ele compõe aproximadamente 50% do peso seco das bactérias, e é encontrado em todas as macromoléculas das células (VON SPERLING, 1996).

As fontes de carbono presentes nos esgotos são os compostos orgânicos, como: aminoácidos, ácidos graxos, ácidos orgânicos, açúcares, bases nitrogenadas, compostos aromáticos, dentre outros; e os compostos inorgânicos, como o dióxido de carbono.

Os compostos carbonáceos são encontrados nas formas biodegradáveis: solúveis e rapidamente degradáveis, ou particulados e lentamente degradáveis; e também nas formas não biodegradáveis: solúveis e/ou particulados.

As conversões da matéria carbonácea presente nos esgotos podem ser realizadas em condições de aerobiose ou anaerobiose.

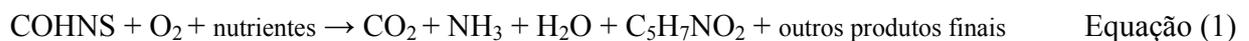
3.1.1 Transformações da matéria carbonácea sob condições aeróbias

As conversões aeróbias ocorrem pela respiração aeróbia de microorganismos heterotróficos aeróbios e facultativos, que utilizam como aceptor final de elétrons o oxigênio, e o carbono como fonte de energia.

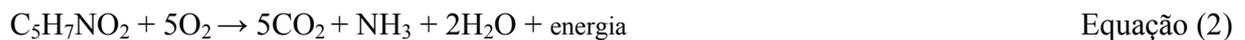
No processo de remoção biológica de matéria orgânica, parte desta é oxidada e parte é assimilada para formação de novas células, as quais posteriormente podem ser oxidadas pela respiração endógena (METCALF & EDDY, 2003).

As reações estequiométricas da oxidação biológica aeróbia podem ser expressas da seguinte forma:

Oxidação e síntese



Respiração endógena



Uma das principais características da conversão aeróbia de matéria orgânica é a elevada produção celular. Em termos de utilização de substrato e produção de energia, as bactérias heterotróficas aeróbias são mais eficientes do que as bactérias anaeróbias (GRAY, 2004).

As bactérias heterotróficas podem também tolerar elevadas concentrações de substâncias tóxicas, em comparação com as bactérias responsáveis pela oxidação da amônia ou pela produção de metano (METCALF & EDDY, 2003).

3.1.2 Transformações da matéria carbonácea sob condições anaeróbias

As conversões anaeróbias ocorrem por meio da digestão anaeróbia de microorganismos heterotróficos estritamente anaeróbios ou facultativos. Na digestão anaeróbia o substrato é degradado na ausência de oxigênio a gás carbônico e gás metano, com uma pequena taxa de crescimento celular. Aproximadamente 90% da energia química disponível na forma de matéria orgânica pode ser retida como gás metano (GRAY, 2004).

O processo de digestão anaeróbia não ocorre na presença de aceptores de elétrons. A transformação de energia é realizada por meio do sistema ATP (adenosina tri-fosfato) com o

acúmulo de energia pela reação na qual ADP (adenosina di-fosfato) e fosfato inorgânico formam ATP.

A digestão anaeróbia pode ser descrita como um processo de três estágios: a hidrólise; a formação de ácidos (dois estágios chamados de fase não metanogênica); e a formação de metano (fase metanogênica) (METCALF & EDDY, 2003). Estes três estágios podem ser pensados como estágios de diferentes níveis tróficos, onde os microorganismos envolvidos são metabolicamente dependentes uns dos outros, apesar de, normalmente, ocorrerem simultaneamente.

A figura 01 apresenta os três estágios da digestão anaeróbia, e os principais subprodutos formados.

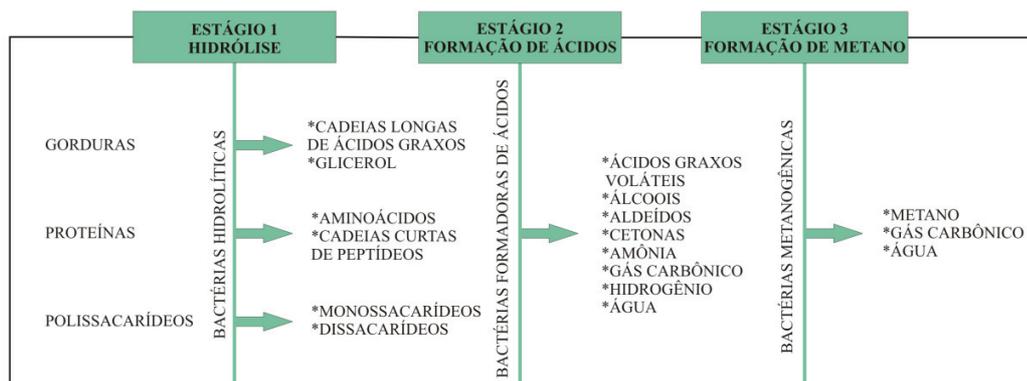


Figura 01. Estágios da digestão anaeróbia.
Fonte: Adaptado de Gray, 2004.

3.2 TRANSFORMAÇÕES BIOQUÍMICAS DA MATÉRIA NITROGENADA

O nitrogênio representa 14% do material celular, e é o principal constituinte das proteínas e ácidos nucleicos das células, sendo encontrado também nos peptidoglicanos das bactérias (WEF, 1994).

Os compostos nitrogenados podem ser encontrados nas formas orgânicas e inorgânicas. As formas orgânicas incluem aminoácidos e bases nitrogenadas, que são produtos da quebra e mineralização de células mortas. As formas de nitrogênio inorgânico biodisponíveis aos microorganismos são: nitrogênio gás, amônia, nitrito e nitrato.

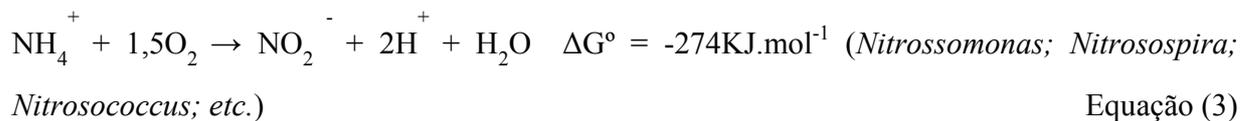
As transformações dos compostos nitrogenados podem ser classificadas em fixação, amonificação, síntese, nitrificação e desnitrificação.

3.2.1 Nitrificação

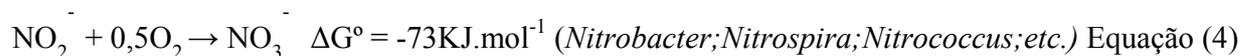
Nos reatores aerados as principais transformações dos compostos nitrogenados são realizadas através do processo de nitrificação, pois as bactérias autotróficas responsáveis por estas transformações são capazes de utilizar o nitrogênio de forma não assimilativa como fonte de energia, onde somente pequenas quantidades de biomassa são produzidas.

Diferentemente das bactérias heterotróficas, as autotróficas são incapazes de utilizar o carbono presente na matéria orgânica. Elas utilizam o dióxido de carbono, os bicarbonatos ou carbonatos como fonte de carbono para síntese de material de material celular, o oxigênio como acceptor final de elétrons, e obtém energia para o metabolismo pela oxidação de compostos inorgânicos reduzidos (químio-autotróficas) (GRAY, 2004).

Na nitrificação a oxidação da amônia ocorre em dois estágios distintos, cada um envolvendo diferentes espécies de bactérias nitrificantes químio-autotróficas. O primeiro estágio é a oxidação da amônia a nitrito, e pode ser expresso pela equação (3):



No segundo estágio o nitrito é oxidado a nitrato, expresso pela equação (4):



Alguns importantes fatores exercem influência sobre a taxa de nitrificação, em particular, o processo pode ser inibido: por elevadas cargas orgânicas aplicadas, curtos tempos de detenção hidráulica e celular, baixas temperaturas, valores de pH extremos, baixas concentrações de oxigênio dissolvido e deficiências de alguns nutrientes essenciais.

Com relação às cargas orgânicas aplicadas, sua influência sobre a nitrificação dá-se da seguinte forma, mesmo não sendo a biomassa heterotrófica essencial para o estabelecimento dos nitrificantes, os organismos heterotróficos crescem aderidos ao meio suporte. No entanto, em condições de altas concentrações de DBO, as bactérias heterotróficas crescem a taxas bem mais elevadas quando comparadas às bactérias nitrificantes. Como resultado, o decaimento da biomassa autotrófica pode cessar o processo de nitrificação. Conseqüentemente, reduções nas cargas aplicadas de DBO são recomendadas para o favorecimento do processo de nitrificação, pois possibilitam uma maior competitividade aos microorganismos autotróficos (nitrificantes) (EPA, 2003; METCALF & EDDY, 2003).

O processo de nitrificação em seu primeiro estágio produz ácidos (íons de hidrogênio), o que pode provocar uma diminuição de pH se a alcalinidade for insuficiente para proporcionar o tamponamento do sistema, podem ocorrer então reduções na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes.

Segundo EPA (2003), o pH considerado ótimo para estas bactérias é entre 7,5 e 8,5, e em valores de pH menores do que 6, o processo de nitrificação tende a cessar. Para Metcalf & Eddy (2003) as taxas de nitrificação declinam a partir do valor de pH de 6,8, sendo que em valores próximos a 5,8 e 6,0 as taxas podem ser de 10 a 20% da taxa em pH 7,0.

De acordo com Gray (2004) referenciando Wild et al. (1971), o pH para que ocorra o processo de nitrificação deve estar entre 7,2 e 9,0, estando o valor do pH ótimo entre 8,0 e 8,4, e o valor limite mínimo em 5. Mas ainda segundo Gray, as bactérias nitrificantes podem aclimatar-se em reatores com valores de pH levemente mais ácidos, mas levando muito mais tempo para adaptação, e eventualmente sofrendo ciclos onde ocorram altas taxas de nitrificação e baixas taxas de remoção de DBO e vice-versa.

Aproximadamente, para oxidação de 1 mol de amônia (18g) a nitrato, 2 moles de H^+ são gerados (como pode ser observado na equação 3). No sistema de tamponamento carbonato/gás carbônico, cada 2 moles de H^+ “consomem” 1 mol de alcalinidade na forma de carbonato de cálcio (100g), como mostra a equação 5. Então, cada 1 mol de amônia oxidada (18g) promove o “consumo” de 1 mol de carbonato (100g).



A concentração de oxigênio dissolvido afeta também a taxa de nitrificação nos sistemas biológicos de tratamento de esgotos. O processo consome grandes quantidades de oxigênio, segundo EPA (2003) 3,8 gramas de O_2 são consumidos a cada 1 grama de amônia oxidada. Segundo *Nitrogen Control* (1993) citado por Hoffmann et al. (2005), são necessários 1,5mg O_2 /L para que ocorra nitrificação, mas ainda segundo EPA (2003), concentrações de OD acima de 2,0mg/L podem ser requeridas na prática. As concentrações de OD necessárias podem variar de acordo com o estágio do transporte de massa, com a resistência à difusão e com o tempo de retenção celular no reator.

Outros fatores que podem ainda afetar as taxas de nitrificação completa são compostos tóxicos, como solventes orgânicos, aminas, taninos, compostos fenólicos, álcoois, cianetos, éteres, carbamatos e benzeno (METCALF & EDDY, 2003), além de certos metais e das formas de nitrogênio em amônia livre (NH_3) e ácido nitroso não ionizado (HNO_2).

3.2.2 Desnitrificação

A remoção biológica de nitrato é conduzida por uma variedade de microorganismos, pelas formas assimilatória ou desassimilatória.

Os microorganismos capazes de remover o nitrato por assimilação o utilizam como forma de nitrogênio biossintético. Na maioria dos casos este processo ocorre na ausência de formas mais reduzidas de nitrogênio inorgânico, em condições tanto aeróbias quanto anaeróbias. Observa-se

que na remoção assimilatória de nitratos, estes são transformados em nitrogênio orgânico, e não removidos totalmente do sistema.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003) a redução desassimilatória de nitrato, ou desnitrificação biológica, acompanha a cadeia respiratória de transporte de elétrons, e o nitrato ou nitrito é utilizado como aceptor na oxidação de uma grande variedade de doadores de elétrons orgânicos ou inorgânicos.

Este processo é conduzido por dois grupos principais de organismos procarióticos, o primeiro grupo reduz o nitrato a nitrito ou amônia, enquanto o segundo grupo reduz o nitrato via nitrito a formas gasosas de nitrogênio, sendo o nitrogênio elementar (N_2) o produto final.

O grupo de microorganismos que realiza a remoção desassimilatória de nitrato são as bactérias desnitrificantes, sendo as heterotróficas as mais abundantes. A desnitrificação envolve, então, a redução de nitratos e/ou nitritos a nitrogênio elementar. Neste processo, as bactérias desnitrificantes heterotróficas são facultativas anaeróbias, e utilizam o nitrato ou nitrito como aceptores finais de elétrons na ausência de oxigênio, e o carbono orgânico como fonte de carbono biossintético e doador de elétrons.

Enquanto a nitrificação é um processo aeróbio e autotrófico, a desnitrificação ocorre em meio anóxico, sendo realizada por bactérias heterotróficas de vários gêneros, como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Spirillum*, *Hyphomicrobium*, *Agrobacterium*, *Acinetobacter*, dentre outras (DINÇER; KARGI, 2000).

O nitrogênio gasoso é o produto final da desnitrificação heterotrófica, mas o acúmulo de produtos intermediários, como nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso, podem ocorrer em detrimento de certas condições ambientais.

O oxigênio é um importante regulador do processo. Apesar da ocorrência da desnitrificação na presença de oxigênio já ter sido reportada por diversos autores, a maioria dos microorganismos desnitrificantes são facultativos anaeróbios e capazes de reduzir o nitrato na ausência de

oxigênio. A redução incompleta do nitrato até produtos intermediários pode ocorrer em meios com baixas concentrações de oxigênio, por meio da repressão (impedimento da síntese) de enzimas envolvidas no processo de redução (BETLACH; TIEDJE, 1981 apud VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006).

A repressão pelo oxigênio comumente têm como consequência o acúmulo de nitritos no meio aquoso (VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006). Outros fatores ambientais que interferem na atividade desnitrificante são: valores de pH sub-ótimos (METCALF & EDDY, 2003) e elevada intensidade de luz solar (BARAK; TAL; VAN RIJN, 1998).

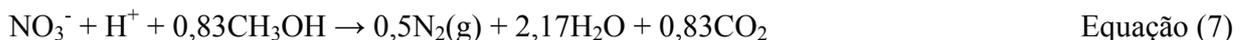
Os compostos de carbono orgânico que são utilizados pelos microorganismos desnitrificantes heterotróficos incluem carboidratos, álcoois orgânicos, aminoácidos e ácidos graxos.

Em casos de baixas relações carbono/nitrogênio, o carbono orgânico do efluente pode ser insuficiente para uma completa desnitrificação e a adição de uma fonte externa pode ser necessária. Esta necessidade pode ser suprida através de compostos sintéticos adicionados ao meio (por exemplo, estequiometricamente, 0,83 moles de metanol são necessários para desnitrificar um mol de NO_3^-) ou, pela matéria orgânica presente no próprio efluente a ser tratado.

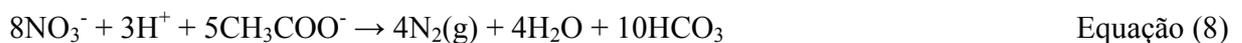
A equação 6 apresenta a reação estequiométrica geral da desnitrificação, com a matéria orgânica presente no esgoto sanitário como fonte de carbono.



A utilização do metanol pode ser representada pela equação 7.



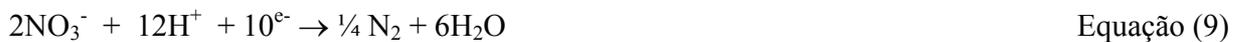
A utilização do acetato pode ser representada pela equação 8.



A relação C/N requerida para a completa redução de nitrato depende da natureza da fonte de carbono e das espécies das bactérias envolvidas. Para a maioria dos compostos orgânicos de moléculas não muito complexas, uma relação C/N, em termos de DQO e N-NO_3^- , variando entre 2 e 5 permite a redução completa (AESØY et al., 1998; DINÇER; KARGI, 2000; HAMLIN et al., 2008). Como já foi discutido anteriormente, uma limitação de carbono pode resultar no acúmulo de produtos intermediários, como NO_2^- e N_2O , enquanto o excesso de carbono pode promover a redução desassimilatória de nitrato para amônia.

Dentre as fontes de carbono comumente utilizadas estão o metanol, etanol, acetato, glicose, a matéria orgânica biodegradável de lodo de esgoto e do próprio esgoto doméstico.

O processo de desnitrificação heterotrófica causa a liberação de íons hidroxila, ocasionando um conseqüente aumento de alcalinidade no sistema. Cada 1mg de nitrato (N-NO_3^-) reduzido a nitrogênio gasoso (N_2) resulta em um aumento de alcalinidade de 3,57 mg CaCO_3 , como pode ser visualizado na reação estequiométrica apresentada na equação 9.



3.3 REATORES ANAERÓBIOS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

3.3.1 Tanque séptico / decanto-digestor

O tanque séptico foi a primeira unidade criada com a finalidade de tratamento dos esgotos, e sua utilização para tal fim vêm sendo empregada por mais de cem anos, sendo, ainda hoje, uma das unidades mais aplicadas em diversos países.

Este sistema foi idealizado em 1872 por Jean Louis Mouras, na França, e consistia em um tanque hermético onde os esgotos eram coletados antes de serem encaminhados para um sumidouro. Foi patenteado em 1881 com o nome Eliminador Automático de Excrementos (JORDÃO, 1995). Em

1896 Donald Cameron, da Grã-Bretanha, patenteou um decanto - digestor, o qual nomeou de Tanque Séptico (ANDRADE NETO, 1997).

De acordo com a norma técnica (ABNT/NBR 7229-93) o tanque séptico é uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão.

O tanque séptico funciona como um reator de fluxo horizontal, onde ocorrem os processos de desagregação, decantação e digestão anaeróbia parcial dos sólidos decantados, além da formação da espuma que flota na superfície do reator, também parcialmente decomposta no próprio tanque. Com relação ao tratamento biológico da fase líquida, a ocorrência deste processo depende do tempo de detenção hidráulica, e das condições climáticas do local onde o sistema é implantado (ANDRADE NETO, 1997).

Devido à baixa velocidade de escoamento, os sólidos suspensos e os sedimentáveis presentes no esgoto, sedimentam no fundo onde sofrem digestão anaeróbia. O aumento dos resíduos desta digestão (lodo) e a velocidade em que esse processo ocorre regulam a taxa acumulação, a qual determinará a frequência de limpeza do decanto-digestor (PHLIPPI, 1993).

“O sucesso do tanque séptico deve-se, certamente, à construção e operação muito simples. Não exige mão-de-obra nem equipamentos especializados, e não requer a presença constante do operador” (SOUZA, 2004).

3.4 REATORES AERÓBIOS DE BIOMASSA ADERIDA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Os processos de crescimento aderido de microorganismos (biofilmes) vêm sendo utilizados no tratamento aeróbio de efluentes por mais de um século, primariamente na forma de filtros percoladores e biodiscos.

No entanto, desde aproximadamente duas décadas passadas, muito têm se pesquisado e descoberto sobre os mecanismos através dos quais estes processos ocorrem, culminando no desenvolvimento de novas configurações de reatores com biomassa aderida.

Um dos motivos pelo qual cresce o interesse em entender a formação dos biofilmes, diz respeito ao fato de que, a biomassa, em geral, quando aderida apresenta maior atividade, ou seja, apresenta maior taxa de crescimento e utilização do substrato, quando comparada à biomassa livre (BRANDÃO, 2002).

Outra razão que provoca a renovação no interesse por estes tipos de reatores são as tendências e necessidades provocadas pelo constante crescimento dos centros urbanos, que demandam cada vez mais por estações de tratamento compactas, com alta capacidade, remoção de nutrientes e baixa produção de lodo.

Os reatores com biomassa fixa passaram a incluir, então, além dos filtros percoladores e biodiscos diversos tipos de outros reatores, dentre os quais podem ser citados:

- Biofiltros Aerados Submersos;
- Reatores de Leito Fluidizado bi-fásicos;
- Reatores de Leito Fluidizado tri-fásicos;
- Reatores de Leito Turbulento ou Agitado;
- *Air-lifts*.

O processo de tratamento nestes reatores ocorre junto aos microorganismos que crescem aderidos e formam o biofilme no material de preenchimento (meio suporte), que fica imerso no reator, sendo o oxigênio necessário para as conversões bioquímicas realizadas pelas comunidades de microorganismos formadas, fornecido através de ar introduzido artificialmente nos reatores por meio de equipamentos.

3.4.1 Biofilme

As pesquisas acerca de biofilmes intensificaram-se a partir da consolidação de seu conceito, que foi apresentado em um artigo da revista *Scientific American* em fevereiro de 1978, por Costerton, J. W., Geesey, G. G. e Cheng, K. J - *How bacteria stick* (COSTERTON; WILSON, 2004). Dentre os conceitos apresentados no artigo, está que associações em superfícies são a regra (e não exceção) em todos os ecossistemas suficientes em nutrientes, e que a maioria das bactérias crescem em biofilmes.

O conceito de biofilme estabelece que as bactérias possuem a capacidade de formar complexas comunidades integradas, e que a forma mais diferenciada de vida bacteriana é a de biofilmes multi-espécies.

Os biofilmes são compostos de micro-colônias estruturadas e canais ramificados de água. De acordo com Costerton e Wilson (2004), observações de biofilmes ativos mostram que as micro-colônias são compostas pela matriz ($\pm 85\%$) e células ($\pm 15\%$), e que se comportam como um fluido elástico.

Segundo Costa (1989), “*O biofilme pode ser definido como um conjunto de microorganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme. É composto por $91 \pm 5\%$ de água, $2,5 \pm 0,5\%$ de matéria volátil e de $6,7 \pm 4,8\%$ de matéria não volátil*”.

Em geral, o biofilme pode ser dividido em duas zonas, base e superfície. Estas duas zonas contêm comunidades de microorganismos e outros materiais particulados, que se mantêm unidos por uma série de polímeros extracelulares e ligações químicas que formam forças de atração.

O ponto que distingue e caracteriza os biofilmes aderidos a uma superfície, é o fato de que os doadores e aceptores de elétrons, e todos os outros nutrientes devem ser transportados para os microorganismos no biofilme por processos de transporte de massa. Ambas, microscopia e ressonância nuclear magnética revelam que os canais de água presentes no biofilme permitem um

fluxo convectivo, de acordo com o fluxo do líquido externo, sendo as comunidades que habitam os biofilmes circundadas por um complexo sistema circulatório de transporte.

Os biofilmes podem estar organizados em uma fina, mas densa camada de células, às quais estão circundadas por polímeros extracelulares e micro-colônias, separadas por vazios intersticiais, os quais são interconectados, formando uma rede de canais que criam a característica de uma estrutura porosa (LEWANDOWSKI et al., 1999).

Os biofilmes contêm células em quase todos os estados fisiológicos conhecidos na ciência, de aeróbias até anaeróbias estritas, e de fase de crescimento estacionário à exponencial. A análise da expressão genética nos biofilmes apresenta um amplo aumento em expressão sobre o analisado em culturas líquidas dispersas. Os biofilmes, no entanto, sempre possuem a propriedade de serem derivados da interação dos genomas de mais de uma espécie, que podem ser motivados a compor um organismo que pode rapidamente levar vantagem em oportunidades nutricionais (COSTERTON; WILSON, 2004).

Nos reatores aeróbios com biomassa aderida, com relação à utilização de oxigênio pelos microorganismos, este é consumido à medida que penetra no biofilme até atingir valores que definem condições anóxicas e/ou anaeróbias. Pode-se ter, portanto, uma camada externa aeróbia, e outra interna desprovida de oxigênio. O oxigênio dissolvido é um dos fatores determinantes no estabelecimento das camadas nos biofilmes.

Na região aeróbia do biofilme, por exemplo, o nitrogênio amoniacal poderá ser convertido a nitrito e, posteriormente, a nitrato, os quais poderão sofrer redução na camada anóxica. Sob condições anaeróbias poderá ocorrer a produção de ácidos orgânicos e redução de sulfatos (figura 02). Segundo von Sperling (1996), esta coexistência entre condições anaeróbias, anóxicas e aeróbias é uma importante características dos sistemas com biofilmes.

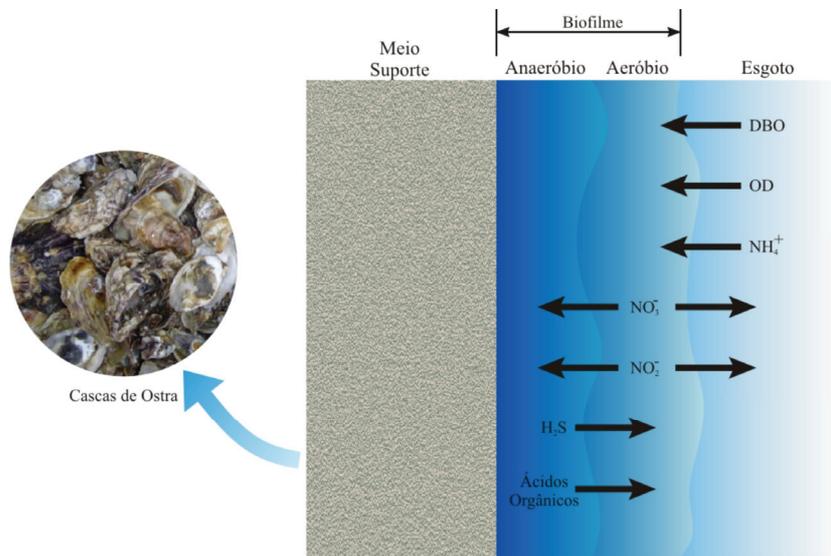


Figura 02. Biofilme e sua formação em camadas distintas em termos de micro-condições ambientais.

Outros fatores, além do OD, que influenciam na heterogeneidade e desenvolvimento do biofilme são: a textura do meio suporte, as características do efluente, a geometria e o tipo de fluxo do reator.

A morfologia do biofilme depende diretamente das espécies de bactérias que os compõem, da estrutura do material suporte e das condições hidrodinâmicas e nutricionais à que são submetidos, variando de estruturas de colônias contínuas e homogêneas à descontínuas e altamente irregulares (RITTMANN, 1993 apud KAPELLOS; ALEXIOU; PAYATAKES, 2007).

A espessura do biofilme diminui a medida que aumenta a distância da entrada do efluente no reator e também quando o diâmetro dos poros do material suporte é menor (KAPELLOS; ALEXIOU; PAYATAKES, 2007).

Os biofilmes são sistemas altamente estratificados e com densas comunidades microbianas. É aceito que as camadas envoltórias protegem os microorganismos dos biofilmes contra as perdas por lavagem hidráulica, estresse e substâncias inibidoras (RIVERA; MICHEL; CASTRO, 2007).

Situações que também podem influenciar e regular o crescimento do biofilme são, segundo Carvalho Jr. (2004): nas regiões mais internas de um biofilme espesso (zona anaeróbia) o

substrato pode não mais atender à demanda necessária para a sobrevivência dos microrganismos o que os leva à endogenia podendo causar o desprendimento de partes da biomassa. A tensão de cisalhamento, oriunda do escoamento também pode ser um fator regulador do crescimento do biofilme.

Segundo Elenter et al. (2007), o desprendimento de biofilme pode ter diferentes efeitos sobre a oxidação da amônia, dependendo da estrutura do biofilme e da quantidade removida. Efeito 1 – o desprendimento não causa nenhum efeito na performance do reator se a remoção do substrato for limitada pela transferência de massa e se a quantidade de biomassa remanescente for suficiente; efeito 2 – a remoção de biofilme aumenta a oxidação da amônia se as bactéria heterotróficas que previamente tinham crescido sobre as bactérias nitrificantes forem removidas, assim elevando a transferência de massa até o biofilme nitrificante; efeito 3 – o desprendimento reduz a remoção de substrato se as taxas de remoção forem limitadas pela concentração de biomassa, reduzida após o desprendimento.

Segundo Schramm et al. (2000) as bactérias nitrificantes em reatores com culturas mistas, tendem a crescer em densas colônias “embebidas” em uma matriz que consiste em polímeros extracelulares e bactérias heterotróficas.

3.4.2 Meio Suporte

Dentre as funções do meio suporte nos reatores de biomassa fixa, como os biofiltros aerados submersos, destacam-se duas principais: a retenção física dos sólidos suspensos presentes nos esgotos, e o fornecimento de um suporte para a fixação de microrganismos e formação do biofilme.

Levando-se em conta estas funções, alguns critérios devem ser observados na escolha de materiais para o enchimento dos BAS, como a superfície específica, a rugosidade, a densidade, a granulometria (que deve ser homogênea) e ainda, o material deve ser inerte e não biodegradável (CHERNICHARO, 2001). Além destas citadas anteriormente, características que levem em conta

os aspectos econômicos devem ser consideradas, como o custo do material, a facilidade de obtenção e sua resistência.

Com relação aos tipos de materiais, os granulares de origem mineral são os mais utilizados nas estações de tratamento de esgotos com biofiltros em operação atualmente. Grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos filitosos são os mais comuns (MATSUMOTO; ROSSI; PERON FILHO, 2005).

Dentre os materiais granulares, os mais utilizados possuem superfície específica variando entre 200 e 600 m²/m³ de material (CHERNICHARO, 2001).

Por outro lado, a utilização de materiais sintéticos intensificou-se no início dos anos 90, gerando novos processos com meio flutuante ou estruturado (não granular). Meios granulares compostos por materiais tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico, têm sido utilizados (MATSUMOTO; ROSSI; PERON FILHO, 2005; OSORIO; HONTORIA, 2002).

A evolução da tecnologia nos últimos tempos deveu-se à utilização dos meios suportes plásticos em substituição aos meios de pedra. Diferentes meios suportes plásticos são ofertados pela indústria, cada qual com suas respectivas especificações (SANTOS et al., 2005).

Além do fornecimento industrial de materiais plásticos, têm-se como alternativa a reutilização direta de certos tipos de plásticos, como tampas plásticas, encontradas em grandes quantidades, por exemplo, em centrais de segregação e reciclagem de resíduos, como apresentado no trabalho de Magri, Sezerino e Philippi (2007).

Apesar de um preceito para a utilização de materiais de preenchimento para bioreatores seja que eles sejam inertes e não biodegradáveis (Chernicharo, 2001), vários autores vêm estudando a utilização de materiais que interajam com a fase líquida do reator, principalmente para o fornecimento de alcalinidade à reatores que visem a nitrificação dos esgotos (MAGRI; SEZERINO; PHILIPPI, 2007; YU et al., 2008; MORGAN-SAGASTUME; NOYOLA, 2008; HAN et al., 2009).

3.4.3 Biofiltros Aerados Submersos

Os filtros biológicos aerados, também denominados pela norma técnica (ABNT/NBR 13969-97) como biofiltros aerados submersos, são constituídos por um tanque preenchido com material poroso para adesão de microorganismos, que pode ser estruturado ou granulado, através do qual esgoto e ar fluem permanentemente. O sistema de aeração mais utilizado é por ar difuso.

Segundo Chernicharo (2001), na quase totalidade dos processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos.

Os reatores trifásicos, como BAS, são caracterizados por serem compostos por três fases:

- Fase sólida, que é formada pelo material usado como suporte e pelo biofilme nele formado;
- Fase líquida, que é constituída pelo líquido que escoar pelo meio suporte no reator;
- Fase gasosa, que é composta principalmente pela aeração do sistema, e também pelos subprodutos gasosos da atividade metabólica dos microorganismos.

Aisse e Além Sobrinho (2001), referenciando Rusten (1984), discorreram sobre o histórico da utilização dos biofiltros aerados submersos, também conhecidos como sistemas de aeração por contato, citando que os mesmos têm sido utilizados por mais de 50 anos. Com o desenvolvimento dos difusores de ar e material de preenchimento plástico, os filtros continuaram atraindo o interesse dos pesquisadores.

Uma das principais vantagens da tecnologia, de acordo com Rogalla *et al.* apud Chernicharo (2001) é:

- A possibilidade de gerar estações de tratamento com baixo impacto ambiental, passíveis de serem cobertas e desodorizadas com relativa simplicidade.

De acordo com Bof, Castro e Gonçalves (2001), com inúmeras simplificações com relação aos processos similares da Europa, novos biofiltros surgidos no Brasil geram ETEs com as seguintes vantagens:

- Estações compactas com baixos custos de implantação, operação e manutenção;
- Não demandam mão-de-obra qualificada;
- Apresentam baixo consumo energético e baixa produção de lodos.

Segundo Hirakawa, Piveli e Além Sobrinho (2002), uma outra vantagem dos BAS, quando combinados a reatores anaeróbios, é:

- O fato de o excesso de lodo não estabilizado removido do BAS poder ser encaminhado para o reator anaeróbio, para ser estabilizado por digestão anaeróbia, tornando desnecessária uma unidade especialmente projetada para esse fim.

Gavrilescu e Macuveanu (2000) apontam para a vantagem da capacidade da biomassa ficar retida no sistema em taxas hidráulicas mais elevadas do que a taxa de lavagem de biomassa do sistema.

Outras vantagens relevantes que podem também ser citadas são:

- Em alguns casos a ausência de necessidade de clarificação secundária do efluente;
- O sistema, se operado corretamente, entra em equilíbrio em um curto espaço de tempo;
- A resistência aos choques devido às variações de cargas.

Além do tratamento de esgotos sanitários convencionais, os biofiltros aerados também vêm sendo muito utilizados no tratamento de efluentes industriais em geral, principalmente em efluentes com elevadas concentrações de gorduras, pois em sistemas com biomassa suspensa as estas provocam freqüentemente a flotação da biomassa.

O quadro 01 apresenta um resumo de várias pesquisas conduzidas com biofiltros aerados submersos, incluindo as principais características operacionais aplicadas e suas respectivas performances na remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada.

Autor	Tipo de reator Tipo de efluente	Escala/ Volume TDH	Meio suporte	Retrolavagem ou descarga de lodo	Taxas de aplicação superficial	Cargas volumétricas aplicadas	Eficiência média de tratamento
Han et al., 2009	BAS - 2 câmaras (anóxica/aeróbia) Esgoto doméstico	Piloto/2,5L 2h	Fabricado: lodo seco + cerâmica + cinza	Sim Diariamente	-	4,06 kgDQO/m ³ .d 0,36 kgN-NH ₄ ⁺ /m ³ .d	90% DQO 98% N-NH ₄ ⁺
Morgan- Sagastume e Noyola, 2008	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/204L 4 - 8,3h	Pedras de escória vulcânica	Não	-	0,45 - 3,0 kgDQO/m ³ .d 9,4 kgDQO/m ³ .d 0,45 - 1,7 kgDQO/m ³ .d 0,03 - 0,1 kgN-NH ₄ ⁺ /m ³ .d	80% DQO 54% DQO 90% N-NH ₄ ⁺
Yu et al., 2008	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/0,26L 1,1h	Grãos de escória do processamento de ferro	Sim A cada 24h	-	1,02 - 4,91 kgDQO/m ³ .d 0,49 - 1,21 kgN-NH ₄ ⁺ /m ³ .d	78% DQO 84% N-NH ₄ ⁺
Ryu et al., 2008	BAS - 4 câmaras (anóxica/aeróbia/ anóxica/aeróbia) Esgoto doméstico	Piloto 12,1L cada câmara 3 - 6h	Poliestireno expandido	Sim A cada 12h	-	-	95% N-NH ₄ ⁺
Magri, Sezerino e Philippi, 2007	2 BAS convencionais Esgoto doméstico	Piloto 240L cada 11,5h	BAS 1 - Cascas de ostras BAS 2 - Tampas de garrafa PET	Não	3,4 m ³ /m ² .dia	0,46 kgDQO/m ³ .d 0,08 kgN-NH ₄ ⁺ /m ³ .d	BAS1 - 94% DQO 98% N-NH ₄ ⁺ BAS2 - 61% DQO 72% N-NH ₄ ⁺
Barbosa, 2006	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto 7,8L cada 2 - 4h	Argila expandida	Sim Frequência variável	5,0 - 10,0 m ³ /m ² .dia	1,05 kgDQO/m ³ .d 1,97 kgDQO/m ³ .d	79% DQO 84% N-NH ₄ ⁺ 76% DQO 36% N-NH ₄ ⁺

Quadro 01. Principais características de pesquisas realizadas com tratamento de esgotos em biofiltros aerados submersos.

Carvalho Jr. e Povinelli, 2005	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/760L 6 – 12h	Espuma de poliuretano	Sim Quinzenalmente	-	0,9 kgDQO/m ³ .d 0,56 kgDQO/m ³ .d	78% DQO 26% N-NH ₄ ⁺ 58% N-NH ₄ ⁺
Domingues, Seco e Nour 2005	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/10L	Anéis de polipropileno	Não	-	-	80% DQO
Lima, Gadoti e Daniel, 2005	2 BAS convencionais Esgoto doméstico	Piloto/1,8L	BAS1 - Carvão ativado granular BAS2 - Espuma de poliuretano	-	4,0 m ³ /m ² .dia	0,68 kgDBO/m ³ .d	BAS1 - 64% DQO BAS2 - 29% DQO
Silva et al, 2005	3 BAS convencional Esgoto doméstico	Real 1000 hab	-	Sim	-	-	80% DQO
Xie et al, 2004	BAS convencional Esgoto doméstico	Real/571L Residência uni-familiar	Esferas - espuma de poliestireno	Sim Diariamente	10,8 m ³ /m ² .dia	0,7 kgDBO/m ³ .d 0,16 kgNT/m ³ .d	96% DBO 86% N-NH ₄ ⁺
Pozo e Diez, 2003	BAS convencional Efluente de abatedouro	Piloto/2,4L	Tubo corrugado	Não	-	0,064 kgNT/m ³ .d 0,064 kgNT/m ³ .d	95% N-NH ₄ ⁺ 84% N-NH ₄ ⁺
Gálvez et al, 2003	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/120L 0,35 - 1,6h	Argila reciclada	Sim A cada 24h	8,4 m ³ /m ² .dia 26,4 – 38,2 m ³ /m ² .dia	- 16 kgDQO/m ³ .d	75% DQO 100% N-NH ₄ ⁺ 80% DQO 0% N-NH ₄ ⁺
Hirakawa, Pivelli e Além Sobrinho, 2002	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/45L	Argila expandida	Sim	20,4 – 62,4 m ³ /m ² .dia	0,1 – 4,0 kgDQO/m ³ .d	37 – 94% DQO
Aisse e Além Sobrinho, 2002	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/900L	Recheio plástico tipo colmeia	Não Com decantação secundária	14,8 - 33 m ³ /m ² .dia	1,6 – 3,4 kgDQO/m ³ .d	50 - 84% DQO
Andrade, Silva e Gonçalves, 2001	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/15,2L	Bilhas de poliestireno	Sim	-	-	60% DQO
Nascimento, Chernicharo e Garcia, 2000	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/60L	Escória de alto forno	-	3,4 – 10,2 m ³ /m ² .dia	0,88 kgDQO/m ³ .d	84% DQO
Passamani et al, 1999	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/6,3L	Esferas de poliestireno – S5	-	-	-	89% DQO
Gonçalves e Araújo, 1999	BAS convencional Esgoto doméstico	Piloto/314L	Esferas de poliestireno	Sim	-	3,8 – 6,0 kgDQO/m ³ .d	68% DQO

Quadro 01. Principais características de pesquisas realizadas com tratamento de esgotos em biofiltros aerados submersos (cont.).

3.5 COMBINAÇÃO DE PROCESSOS ANAERÓBIO/AERÓBIO PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Aplicados no tratamento de esgoto sanitário, os processos anaeróbios alcançam eficiências na remoção de matéria orgânica que podem variar entre 20% e 70%, dependendo do tipo e complexidade do sistema anaeróbio utilizado (HIRAKAWA; PIVELI; ALÉM SOBRINHO, 2002).

No entanto, mesmo nos casos onde a eficiência pode ser considerada satisfatória, quase sempre há a necessidade de implantação de unidades de pós-tratamento para que os efluentes possam ser lançados aos corpos d'água sem causar impactos significativos ao ambiente.

Do ponto de vista de Del Pozo e Diez (2003), a degradação estritamente aeróbia da matéria orgânica implica em elevados custos de aeração e gerenciamento do excesso de lodo produzido. Além do mais, a oxidação de cargas elevadas pode ser limitada pela transferência de oxigênio, sendo assim, a degradação da matéria orgânica pelas vias anaeróbias e anóxicas constituem um importante avanço.

Os sistemas combinados anaeróbio/aeróbio vêm mostrando ser uma opção viável quanto aos aspectos econômico e técnico, pois esses sistemas podem promover a oxidação carbonácea, nitrificação, desnitrificação e, algumas vezes, a remoção de frações de fósforo dos esgotos. Essa combinação torna possível aproveitar as vantagens de cada processo e minimizar seus aspectos negativos (LIMA; GADOTTI; DANIEL, 2005).

Segundo Matsumoto, Rossi e Peron Filho (2005), *“dentre as alternativas de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios pesquisados até o momento encontram-se sistemas aeróbios e anaeróbios, incluindo filtro anaeróbio, filtro biológico, lodos ativados, biofiltro aerado submerso, lagoa de maturação, aplicação no solo, dentre outros”*.

4. METODOLOGIA

4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O sistema de tratamento de esgoto sanitário estudado na pesquisa era constituído por três reatores, com vistas à remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação:

- Um decanto-digestor (DD);
- Dois biofiltros aerados submersos (BAS);
- Um tanque anóxico (TA).

Além destes reatores, o sistema possuía unidades complementares com outras funções e um sistema de automação simplificado, sem as quais o funcionamento dinâmico do mesmo seria dificultado.

Os reatores foram confeccionados em caixas de fibra de vidro comerciais, do tipo caixas d'água.

O tanque anóxico possuía um volume total de 1000 L, compondo a primeira unidade na linha de tratamento, funcionando como reator de pré-desnitrificação. O TA tinha como afluentes esgoto bruto e esgoto tratado nitrificado, na razão de 1:1. A fonte de carbono utilizada foi somente proveniente do esgoto bruto, não foram utilizadas fontes externas.

O decanto-digestor e os dois biofiltros aerados submersos foram confeccionados na mesma caixa de fibra, com volume total de 3000 L. A divisão da caixa foi feita com chapas de fibra de vidro. O DD possuía um volume útil de 2025 L, e os BAS possuíam 240 L de volume útil e 40 L de meio suporte, cada.

A figura 03 apresenta a estrutura do decanto-digestor e dos dois biofiltros.



Figura 03. Estrutura do decanto-digestor e biofiltros aerados submersos.

Os dois biofiltros foram diferenciados em função do meio suporte. O BAS 1 foi preenchido com cascas de ostras de diâmetro longitudinal (maior diâmetro) variando entre 5 e 10 cm, sendo que estas cascas não eram “brutas”, ou seja, já tinham sido utilizadas como meio suporte no mesmo reator, no ano de 2006. O BAS 2 foi preenchido com cascas de ostras “brutas” com diâmetro longitudinal entre 4 e 6 cm. As cascas de ostras utilizadas foram da espécie *crassostrea gigas*, a mais comumente cultivada no litoral do Brasil.

O quadro 02 apresenta as principais características dos reatores estudados.

Reator	Volume útil (L)	Altura útil (m)	Meio suporte (volume, em L)	Meio suporte (diâmetro, em cm)
Tanque anóxico	211	1,0	-	-
Decanto-digestor	2025	1,35	-	-
Biofiltro aerado submerso 1	240	1,35	40	5 - 10
Biofiltro aerado submerso 2	240	1,35	40	4 - 6

Quadro 02. Síntese das principais características dos reatores.

O funcionamento do sistema dava-se pela seguinte configuração:

O sistema era alimentado pelo esgoto sanitário da rede coletora da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN).

O esgoto bruto era bombeado por uma bomba submersível (SCHNEIDER[®], modelo BCS 220) de uma caixa de passagem até um tanque de recebimento, com volume de 1000 L. Deste tanque o esgoto bruto era bombeado para o tanque anóxico, por meio de uma bomba confeccionada com motor de máquina de lavar roupas. Todas as entradas das bombas eram protegidas por telas para evitar o entupimento com partículas de maior granulometria presentes no esgoto.

Do tanque anóxico o esgoto era bombeado com fluxo contínuo por uma bomba dosadora (PROVITEC[®], modelo AWG4000) até o decanto-digestor, seguindo por gravidade até a base dos dois biofiltros, ascendendo até um conjunto de orifícios de saída, sendo conduzido então por gravidade até um tanque de mistura dos efluentes tratados. Deste tanque de mistura os efluentes eram recirculados para o tanque anóxico na razão de 1:1, por meio de uma bomba centrífuga (SCHNEIDER[®], modelo BCR 2000).

Para o fornecimento de aeração aos biofiltros foi utilizado um compressor de ar (SCHULZ[®], modelo MSV 5,2 x 130L), com capacidade de aeração de 155 L/min. Juntamente com o compressor era utilizado um conjunto de filtros de carvão ativado para tratamento do ar. Fez-se necessária a instalação deste filtro, pois o equipamento gerava ar comprimido com resíduos de óleo e hidrocarbonetos, o que poderia causar um efeito de toxicidade à microbiota formada nos biofiltros.

A figura 04 apresenta um fluxograma do funcionamento do sistema, descrito anteriormente.

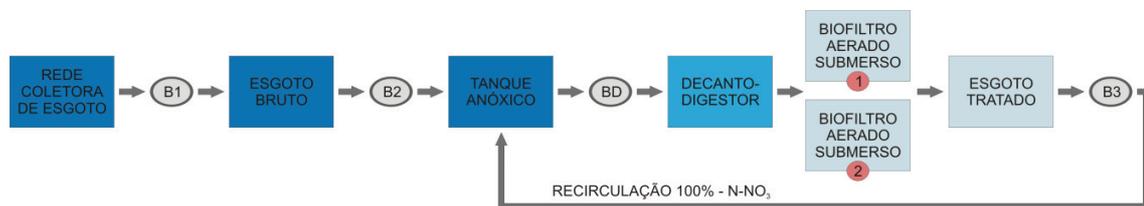


Figura 04. Fluxograma de funcionamento do sistema de tratamento.

(Legenda: B1 – bomba submersível de esgoto bruto 1; B2 – bomba de esgoto bruto 2; BD – bomba dosadora; B3 – bomba de recirculação de esgoto nitrificado)

O funcionamento do sistema como descrito acima e ilustrado na figura 04 iniciou-se a partir do centésimo dia de operação, pois somente a partir deste período foi possível dar início à

recirculação de esgoto tratado nitrificado em função da formação de nitratos. Até o centésimo dia o sistema foi operado, então, sem a linha de recirculação, sendo o esgoto tratado retornado à rede coletora.

A figura 05 apresenta um fluxograma do funcionamento do sistema durante os cem primeiros dias de operação, sem a etapa de recirculação e desnitrificação.

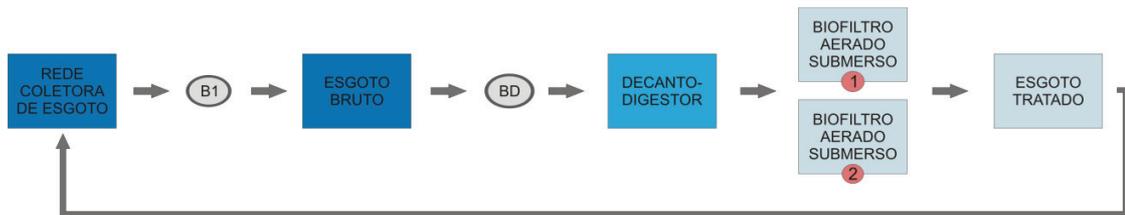


Figura 05. Fluxograma de funcionamento do sistema nos cem primeiros dias de operação.
(Legenda: B1 – bomba submersível de esgoto bruto 1; BD – bomba dosadora)

Observa-se que no fluxograma de tratamento dos cem primeiros dias de operação, o efluente final do sistema era composto pelos efluentes das saídas dos biofiltros (100%). No entanto, no fluxograma de tratamento com a recirculação dos efluentes dos biofiltros, o efluente final do sistema era constituído por 50% dos efluentes das saídas dos biofiltros.

A figura 06 apresenta uma vista geral da unidade experimental, com todos os reatores que fizeram parte do sistema.



Figura 06. Vista geral da unidade experimental - sistema de tratamento de esgoto sanitário.

4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA

A operação do sistema foi dividida em duas fases globais, cada uma com 150 dias de duração, totalizando 300 dias de funcionamento. As fases foram diferenciadas em função dos tempos de detenção hidráulica nos reatores e das cargas orgânicas volumétricas aplicadas. Nas fases 1 e 2 foram avaliadas a remoção de nitrogênio e matéria orgânica carbonácea no sistema, principalmente a nitrificação nos biofiltros. Dentro do período destas duas fases foi operado o sistema de recirculação de efluente para desnitrificação no tanque anóxico, e este processo foi conduzido também em duas fases, chamadas A e B.

4.2.1 Operação Global – nitrificação - fases 1 e 2

A operação do sistema com vistas ao processo de nitrificação nos biofiltros e remoção de matéria carbonácea no sistema foi dividida em duas: fase 1 e fase 2, cada uma com 150 dias de duração.

Durante a fase 1 foi dada a partida no sistema, realizando-se um inóculo de lodo fresco nos biofiltros. O volume de lodo inoculado em cada reator foi de 30 L ou 15 % do volume útil dos mesmos. O restante do volume foi preenchido com esgoto sanitário convencional. O decantodigestor foi somente preenchido com esgoto.

O lodo foi coletado em uma estação de tratamento de esgotos domésticos do tipo lodos ativados em batelada, durante o ciclo de repouso do reator. Esta estação possuía um bom nível de nitrificação.

A tabela 01 apresenta as principais características físico-químicas do lodo de inóculo, e o quadro 03 as respectivas metodologias utilizadas para realização das análises de caracterização.

Tabela 01. Caracterização físico-química do lodo de inóculo dos biofiltros.

Parâmetro	Resultado
pH	7,07
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	541
Umidade (%)	99,5
Densidade específica	1,002
DQOt (mg/L)	6.000
Sólidos totais (mg/L)	4.595
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.565
Sólidos totais fixos (mg/L)	2.033

Parâmetro	Unidade	Método
Alcalinidade total	mgCaCO ₃ /L	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N – Standard Methods 2320B (APHA, 1998).
Densidade específica	-	(APHA, 1998).
DQO total	mg/L	Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico – Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Potencial hidrogeniônico	-	Método eletrométrico - Standard Methods 4500-H ⁺ (APHA, 1998). Leitura em pHmetro digital, modelo B474 - MICRONAL®.
Sólidos totais	mg/L	Método gravimétrico - seco a 105°C (APHA, 1998).
Sólidos totais voláteis	mg/L	Método gravimétrico - calcinado a 550°C (APHA, 1998).
Umidade a 65°C	%	(APHA, 1998).

Quadro 03. Metodologias utilizadas para análises físico-químicas do lodo de inóculo.

Após o inóculo dos biofiltros foi dada a partida no sistema, e estes foram operados por três dias consecutivos em batelada (TDH = 72 h), sendo o oxigênio dissolvido mantido em 4,5 mg/L. Este procedimento foi realizado para formação de uma biomassa inicial consistente, visando a permanência e fixação de microorganismos que possuem velocidades de crescimento lentas, como as bactérias nitrificantes, tendo em vista que estes organismos presentes inicialmente no lodo de inóculo seriam “varridos” do sistema, caso fosse iniciada uma operação com fluxo contínuo.

Após os três dias de operação em batelada foi iniciada a operação com fluxo contínuo. Os parâmetros operacionais que caracterizaram as estratégias globais e de nitrificação da fase 1 estão descritos no quadro 04.

Parâmetros operacionais	Decanto-digestor	BAS 1	BAS 2
Vazão (L/h)	26,4	13,2	13,2
TDH (h)	77	15	15
OD (mg/L)	0,0	3,0 – 6,0	3,0 – 6,0
COV (gDQO/m ³ .dia) ¹	140,8	475,4	475,4
TAS (m/h)	-	2,6	2,6

Quadro 04. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase 1 de nitrificação no sistema.

¹ O cálculo das COV aplicadas foram realizados considerando as seguintes concentrações de DQO: efluente de entrada do DD = 450 g/m³; efluente de entrada dos BAS = 300g/m³.

A fase 2 de operação do sistema teve início no dia cento e cinquenta de operação, durando até o final do experimento. Os tempos de detenção hidráulica nos reatores foram diminuídos e as cargas orgânicas aplicadas elevadas. O sistema foi submetido a condições mais limitantes para avaliação de sua eficiência de remoção concomitante de matéria carbonácea e nitrogenada. Os parâmetros operacionais que caracterizam a fase 2 estão descritos no quadro 05.

Parâmetros operacionais	Decanto-digestor	BAS 1	BAS 2
Vazão (L/h)	52,8	26,4	26,4
TDH (h)	38,5	7,5	7,5
OD (mg/L)	0,0	3,0 – 6,0	3,0 – 6,0
COV (gDQO/m ³ .dia) ¹	281,6	1108,8	1108,8
TAS (m/dia)	-	5,3	5,3

Quadro 05. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase 2 de nitrificação no sistema.

¹ O cálculo das COV aplicadas foram realizados considerando as seguintes concentrações de DQO: efluente de entrada do DD = 450 g/m³; efluente de entrada dos BAS = 350g/m³.

As cargas orgânicas volumétricas e tempos de detenção hidráulica utilizados na pesquisa foram escolhidos com base em uma escala de valores, propostos por pesquisas realizadas com reatores anaeróbios seguidos de biofiltros aerados submersos com diversos meios suportes, que não as cascas de ostras, para o tratamento terciário de esgotos sanitários.

Observa-se que durante toda a operação não foi realizado descarte de lodo nos biofiltros.

4.2.2 Desnitrificação – fases A e B

A operação do sistema de recirculação com vistas ao processo de desnitrificação foi dividida também em duas fases: fase A e fase B, cada uma com 100 dias de duração. Para avaliação do processo de desnitrificação foram variados os tempos de detenção hidráulica no tanque anóxico, procurando-se manter a relação média de C:N.

A fase A do processo de desnitrificação teve início no centésimo dia de operação geral do sistema, durante a fase 1, pois a partir desta data a formação de nitratos nos biofiltros já se apresentava em níveis elevados. Nesta fase foi iniciada a recirculação do esgoto nitrificado para o tanque anóxico na razão de 1:1, sendo mantido um tempo de detenção hidráulica no mesmo de 8 horas.

Os parâmetros operacionais que caracterizaram as estratégias de desnitrificação na fase A estão descritos no quadro 06.

Parâmetros operacionais	Tanque anóxico
Vazão esgoto bruto (L/h) 0 - 50 dias	13,2
Vazão esgoto tratado nitrificado (L/h) 0 - 50 dias	13,2
Vazão de saída do tanque anóxico (L/h) 0 - 50 dias	26,4
Volume mantido no tanque anóxico (L) 0 - 50 dias	211,2
Vazão esgoto bruto (L/h) 50 - 100 dias	26,4
Vazão esgoto tratado nitrificado (L/h) 50 - 100 dias ¹	26,4
Vazão de saída do tanque anóxico (L/h) 50 - 100 dias ¹	52,8
Volume mantido no tanque anóxico (L) 50 – 100 dias	422,4
TDH (h)	8
Relação teórica DQO:N _{OXIDADO} ²	8
Razão de recirculação	1:1

Quadro 06. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase A de desnitrificação no sistema.

¹ A vazão de entrada no TA foi variada a partir do dia 50 de operação do sistema de desnitrificação, pois este dia foi coincidente com o início da fase 2 de operação global, onde a vazão de entrada nas unidades DD e BAS foi dobrada. Apesar desta mudança as condições de TDH e razão de recirculação permaneceram inalteradas, pois as vazões de entrada e saída no TA foram sempre idênticas.

² O cálculo da relação DQO:NO_x foi realizado considerando as seguintes concentrações de DQO: esgoto bruto = 450 g/m³; esgoto tratado = 30g/m³; e N_{OXIDADO} (NO₂ + NO₃): esgoto bruto = 0,5g/m³; esgoto tratado = 60 g/m³.

A fase B teve início no dia cem de operação do processo de desnitrificação no tanque anóxico, ou dia duzentos de operação global do sistema, durante a fase 2. O tempo de detenção hidráulica no tanque anóxico foi diminuído pela metade.

Os parâmetros operacionais que caracterizaram as estratégias de desnitrificação da fase 2 estão descritos no quadro 07.

Parâmetros operacionais	Tanque anóxico
Vazão esgoto bruto (L/h)	26,4
Vazão esgoto tratado nitrificado (L/h)	26,4
Vazão de saída do tanque anóxico (L/h)	52,8
TDH (h)	4
Volume mantido no tanque anóxico (L)	211,2
Relação teórica DQO:N _{OXIDADO} ¹	8
Razão de recirculação	1:1

Quadro 07. Parâmetros operacionais que caracterizaram a fase 1 de desnitrificação no sistema.

¹ O cálculo da relação DQO:Nox foi realizado considerando as seguintes concentrações de DQO: esgoto bruto = 450 g/m³; esgoto tratado = 30g/m³; e N_{OXIDADO} (NO₂ + NO₃): esgoto bruto = 0,5g/m³; esgoto tratado = 60 g/m³.

A figura 07 apresenta um fluxograma com o resumo das fases de operação do sistema, de nitrificação e desnitrificação.

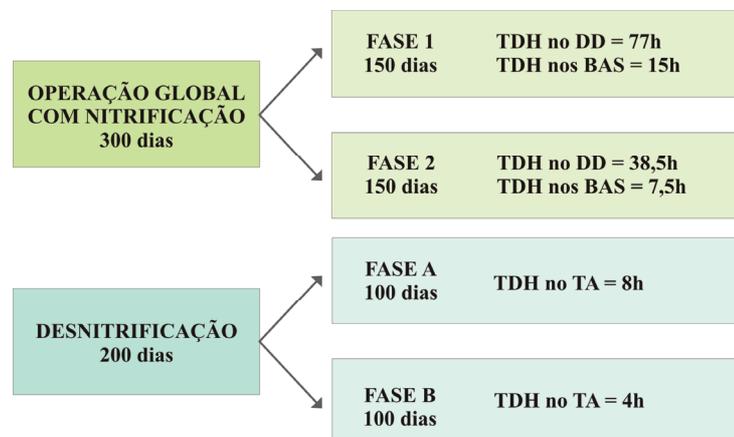


Figura 07. Fluxograma com as fases de operação do sistema, e suas principais características.

A figura 08 apresenta um fluxograma com o tempo de operação total do sistema, juntamente com a localização das fases de nitrificação e desnitrificação.

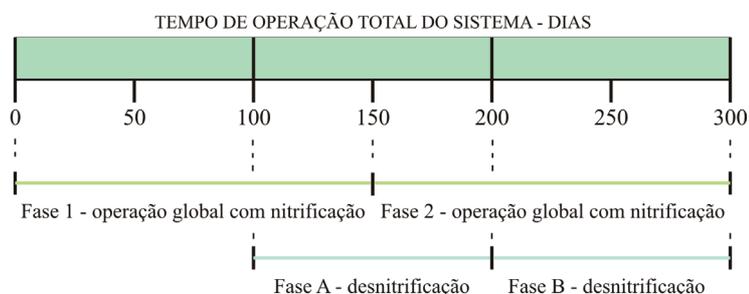


Figura 08. Operação do sistema – localização temporal das fases de nitrificação e desnitrificação.

A figura 09 apresenta os reatores (decanto-digestor e biofiltros) em operação.



Figura 09. Decanto-digestor e biofiltros aerados submersos em operação.

4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA

4.3.1 Monitoramento analítico físico-químico

Para o monitoramento analítico do sistema foram realizadas análises laboratoriais físico-químicas. Estas estão apresentadas no quadro 08, bem como as respectivas metodologias utilizadas.

O transporte e conservação das amostras seguiram recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Análise	Unidade	Metodologia	Faixa de leitura
Alcalinidade total	mg/L	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N – Standard Methods 2320B (APHA, 1998).	-
Demanda química de oxigênio total	mg/L	Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico – Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.	0 - 150 0 - 1500
Demanda química de oxigênio – líquido sobrenadante	mg/L	Amostra centrifugada. Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico - Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.	0 - 150 0 - 1500
Demanda química de oxigênio – filtrada	mg/L	Amostra filtrada em membrana de fibra de vidro. Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico - Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.	0 - 150 0 - 1500
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Método colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH®.	0 - 10
Nitrogênio nitrito	mg/L	Método colorimétrico - Standard Methods 4500-N-NO ₂ ⁻ (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.	0 - 0,8
Nitrogênio nitrato	mg/L	Método colorimétrico com brucina - Standard Methods (APHA, 1972). Leitura em espectrofotômetro HACH®.	0 - 10
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/L	Macro Kjeldahl – Standard Methods 4500-Norg B (APHA, 1998).	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	Leitura em Oxímetro digital, modelo AT-50 - ALFAKIT®.	-
Potencial hidrogeniônico	-	Método eletrométrico - Standard Methods 4500-H ⁺ (APHA, 1998). Leitura em pHmetro digital, modelo B474 - MICRONAL®.	-
Sólidos suspensos totais	mg/L	Método gravimétrico – secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 1998)	-

Quadro 08. Análises físico-químicas e respectivas metodologias utilizadas.

Além dos parâmetros descritos no quadro 08 foram realizadas análises de coliformes totais, *excherichia coli* e fósforo ortofosfato. Mas observa-se que seus resultados não foram objeto específico deste trabalho.

A frequência das análises foi semanal para todos os parâmetros descritos no quadro 08, com exceção do oxigênio dissolvido, que era medido diariamente *in loco*.

O quadro 09 apresenta os pontos amostrados para realização das análises físico-químicas durante as fases do experimento. Observa-se que como exceção, o oxigênio dissolvido foi somente monitorado nos dois biofiltros aerados submersos.

Fases/dias de operação	Pontos amostrados
Fase 1 0 - 100 dias	Esgoto bruto
	Saída do decanto-digestor
	Saída do biofiltro 1
	Saída do biofiltro 2
Fase 1 101 – 150 dias Fase 2 Fase A – Desnitrificação Fase B - Desnitrificação 101 – 300 dias	Esgoto bruto
	Saída do tanque anóxico
	Saída do decanto-digestor
	Saída do biofiltro 1
	Saída do biofiltro 2
	Tanque de recirculação – esgoto nitrificado

Quadro 09. Pontos amostrados para realização das análises físico-químicas.

O efluente de entrada no tanque anóxico, composto por esgoto bruto e esgoto nitrificado na razão de 1:1, teve suas características calculadas, tendo em vista que os efluentes que o compunham foram caracterizados.

As concentrações do efluente de mistura para os parâmetros DQO, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ e alcalinidade foram calculadas por meio da equação 10:

$$C_M = (C_1 \cdot Q_1 + C_2 \cdot Q_2) / (Q_1 + Q_2) \quad \text{Equação (10)}$$

Onde:

C_M = concentração do efluente na entrada do tanque anóxico (mistura);

C_1 = concentração do esgoto bruto;

C_2 = concentração do esgoto nitrificado;

Q_1 = vazão do esgoto bruto;

Q_2 = vazão do esgoto nitrificado.

Observa-se neste caso que $Q_1=Q_2$ em função da razão de recirculação ser 1:1.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

4.3.2 Análises do meio suporte dos biofiltros – cascas de ostras

Como um dos objetivos da pesquisa foi a determinação das interações entre o meio suporte e a fase líquida dos biofiltros, foram realizadas análises para determinação do desgaste das cascas de ostras em função do “consumo” de carbonato de cálcio pelo processo de nitrificação. Este dado é importante para a avaliação de viabilidade do uso das cascas de ostras como meio suporte para reatores biológicos, pois, sendo um material não inerte as cascas podem variar suas características ao longo do tempo, modificando sua eficiência na função que lhe foi atribuída.

Foram realizadas as seguintes análises físicas, químicas e de avaliação microestrutural por imagem nas cascas de ostras:

- Perda de massa e descarbonatação;
- Microscopia eletrônica de varredura - MEV;
- Espectrometria por fluorescência de raios x - FRX;
- Espectrometria por difratometria de raios x - DRX.

Estas análises foram realizadas com amostras das cascas de ostras em dois estágios, antes do preenchimento dos reatores e após o término do experimento, ou seja, com 300 dias de operação.

4.3.2.1 Perda de massa e descarbonatação

A análise de perda de massa e perda de massa específica por descarbonatação foi realizada por meio da medição da diferença de massa de uma amostra em um determinado intervalo de tempo.

Para realização da análise de perda de massa, um aparato foi montado dentro dos biofiltros para acomodação das cascas de ostras em três profundidades diferentes.

Três coletores de 40 cm cada foram confeccionados em tubo de PVC de 75 mm e posicionados em alturas diferentes dentro de um tubo de PVC de 100 mm dentro dos reatores. Os tubos foram perfurados para que o contato entre as cascas de ostras com efluente e ar fosse o mais semelhante possível com o restante do leito filtrante.

As figuras 10 e 11 apresentam o aparato para coleta das cascas de ostras verticalmente nos reatores.

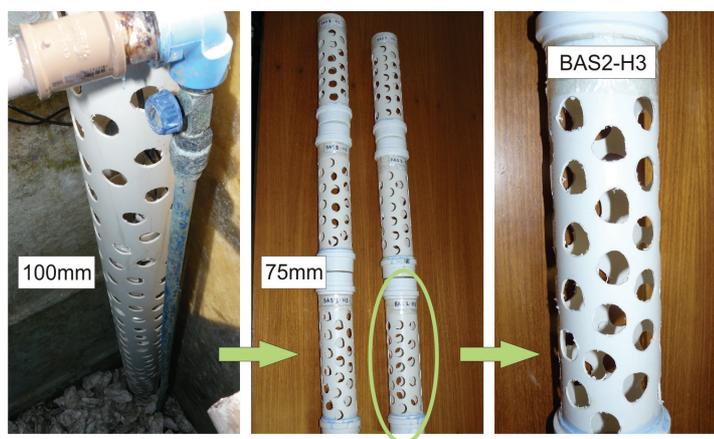


Figura 10. Aparato para coleta de cascas de ostras dos reatores.

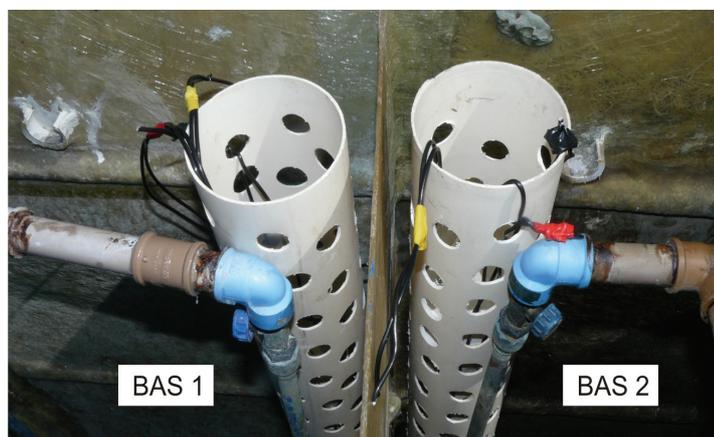


Figura 11. Coletor posicionado dentro dos reatores – biofiltros 1 e 2.

No início do experimento, antes da partida dos reatores, cada um dos três coletores dos biofiltros foi preenchido com cascas de ostras, as quais foram lavadas com água corrente e secas em estufa a 105° C pelo período de 24 horas, método estabelecido pelo *Standard Methods for Examination*

of *Water and Wastewater* (APHA, 1998) para determinação dos sólidos totais de uma amostra sólida com constância de massa.

Estas cascas foram levadas ao dessecador e pesadas unitariamente em balança de precisão. No BAS 1 foram colocadas quatorze cascas em cada coletor e no BAS 2 vinte cascas.

Ao final dos trezentos dias de operação do experimento os coletores foram esvaziados, e as cascas de ostras foram analisadas. Primeiramente estas foram lavadas com água corrente para a remoção do biofilme, e em seguida foram submetidas ao mesmo procedimento inicial de secagem em estufa a 105°C durante 24 horas. Após a secagem as cascas foram resfriadas em dessecadores e pesadas unitariamente em balança de precisão. A perda de massa das cascas de ostras foi estimada pela diferença entre os pesos iniciais e finais.

Após a análise de perda de massa as cascas foram submetidas a análise de perda de massa por descarbonatação. A descarbonatação térmica do carbonato de cálcio presente nas cascas de ostras é uma reação exotérmica, e ocorre na temperatura de 750°C, segundo a equação 11:



Com a descarbonatação, o carbonato de cálcio perde o carbono inorgânico constituinte na forma de gás carbônico, restando somente o metal formador óxido de cálcio. A estrutura cristalina da calcita, formada pelo carbonato de cálcio, é responsável pela resistência mecânica natural das cascas de ostras, sendo assim, com a descarbonatação as mesmas perdem toda sua resistência, sendo facilmente transformadas em pó.

Três cascas de ostras de cada reator, uma de cada coletor, foram selecionadas aleatoriamente para a análise. Juntamente com estas amostras, foram utilizadas as mesmas quantidades de ostras iniciais de cada reator. Sendo assim as amostras analisadas foram:

- Amostra 1: três cascas iniciais do BAS 1, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 2: três cascas finais do BAS 1 (após 300 dias de operação), uma de cada coletor;

- Amostra 3: três cascas iniciais do BAS 2, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 4: três cascas finais do BAS 2 (após 300 dias de operação), uma de cada coletor.

Todas as amostras após secas em estufa foram pesadas e levadas a um forno tipo mufla. As amostras foram dispostas no forno, e a temperatura foi elevada gradativamente até atingir 750°C. A partir desta temperatura as amostras foram deixadas uma hora na mufla para que ocorresse o processo de descarbonatação completa. A perda de massa das cascas por descarbonatação foi estimada, então, pela diferença entre os pesos iniciais e finais.

4.3.2.2 Microscopia eletrônica de varredura - MEV

O microscópio eletrônico de varredura, MEV (*Scanning Electron Microscope, SEM*) é um equipamento que permite a obtenção de informações estruturais e químicas de amostras sólidas. Foram realizadas análises no MEV das cascas de ostras, com objetivo de verificar se houveram modificações microestruturais e de composição química elementar após o período de contato com o esgoto.

O MEV funciona basicamente da seguinte forma, um feixe fino de elétrons de alta energia incide na superfície da amostra onde, parte do feixe é refletida e coletada por um detector que converte este sinal em imagem de ERE (elétrons retroespalhados) ou imagem de ES (elétrons secundários), este último quando a amostra emite elétrons. Na análise química, ocorre a emissão de raios x que fornecem a composição química elementar de um ponto ou região da superfície analisada, possibilitando a identificação e quantificação percentual de qualquer elemento presente na amostra.

As análises nas amostras foram realizadas por Microscópio Eletrônico de Varredura da marca Phillips[®] modelo XL30, e foram considerados níveis de aumento de 100x a 1000x. Foram realizadas micrografias e análise química das seguintes amostras:

- Amostra 1: cascas de ostras iniciais do BAS 1, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 2: cascas de ostras finais do BAS 1, ou seja, após 300 dias de operação;

- Amostra 3: cascas de ostras iniciais do BAS 2, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 4: cascas de ostras finais do BAS 2, ou seja, após 300 dias de operação.

As amostras foram preparadas por meio de secagem em estufa a 105°C por uma hora, e recobertas com uma camada de pó de ouro.

Para análise química foram utilizadas 4 cascas de ostras selecionadas aleatoriamente para formação de cada amostra. As cascas foram trituradas manualmente resultando em uma amostra em forma de pó, com tamanho de partícula em torno de 40 micras. Cada amostra foi analisada em triplicata, ou seja, foram escolhidas três microregiões diferentes e repetidas as análises químicas.

Para análise microestrutural de imagem as cascas de ostras estavam brutas, sendo somente partidas em pedaços de aproximadamente 1,5 mm de diâmetro. A parte analisada foi a camada côncava, pois é onde ocorre a maior formação de biofilme sendo, portanto, a parte mais “afetada” da casca da ostra.

4.3.2.3 Espectrometria por fluorescência de raios x - FRX

A espectrometria por fluorescência de raios x é o método usual utilizado para determinação da composição química dos materiais argilosos em geral. Ela foi utilizada para determinar a ocorrência de modificações, ou não, na composição química das cascas de ostras iniciais e finais, na mesma lógica em que foram realizadas as análises descritas nos itens anteriores.

A técnica baseia-se no princípio de que a absorção de raios x por parte do material provoca a excitação dos átomos que emite uma radiação secundária chamada fluorescência. Os raios emitidos têm comprimentos de onda característicos, que correspondem à óxidos formadores de constituintes químicos de materiais orgânicos e inorgânicos, em sua maioria minerais.

O equipamento utilizado foi um Espectrômetro de Fluorescência de Raios x por dispersão de onda, marca Phillips® modelo PW2400.

Foram realizadas análises das seguintes amostras:

- Amostra 1: cascas de ostras iniciais do BAS 1, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 2: cascas de ostras finais do BAS 1, ou seja, após 300 dias de operação;
- Amostra 3: cascas de ostras iniciais do BAS 2, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 4: cascas de ostras finais do BAS 2, ou seja, após 300 dias de operação.

Para a análise foram utilizadas 4 cascas de ostras selecionadas aleatoriamente para formação de cada amostra, e estas, da mesma forma que para análise no MEV e difratômetro, foram trituradas manualmente resultando num pó, com tamanho de partícula em torno de 40 micras. A seguir foram pesados 2 g de cada amostra, os quais foram prensadas e transformados em pastilhas de 2 cm de diâmetro e 0,5 cm de altura.

Os óxidos determinados pela técnica foram: óxido de silício - SiO_2 ; óxido de alumínio - Al_2O_3 ; óxido de ferro - Fe_2O_3 ; óxido de cálcio - CaO ; óxido de sódio - Na_2O ; óxido de potássio - K_2O ; óxido de magnésio - MnO ; óxido de manganês - MgO e óxido de fósforo - P_2O_5 .

4.3.2.4 Espectrometria por difratometria de raios x - DRX

A técnica de difração de raios x foi utilizada para determinar se houveram modificações na estrutura cristalina das cascas de ostras, na mesma lógica em que foram realizadas as análises descritas anteriormente.

O princípio da análise baseia-se no fato de que raios x, radiação eletromagnética de comprimento de onda entre 0,5 e 0,25 Å, são produzidos quando elétrons com alta velocidade colidem com uma placa de metal liberando esse tipo de radiação em todas as direções. Ao incidirem sobre os planos cristalográficos da amostra, os raios x são difratados com determinado ângulo, que é definido pela forma e tamanho da cela cristalográfica do composto.

O equipamento utilizado foi um Difratômetro Philips® modelo X'Pert, com radiação Cu K alfa = 1,5418 Å, e geometria theta-dois theta. A varredura foi determinada com “*spinning*” (amostra girando em torno do eixo z), com passo de 0,02 graus e tempo de passo de 2 segundos.

A identificação das fases cristalinas foi realizada pelo operador do aparelho, profissional especializado em análise de microestruturas cristalinas.

Foram realizadas análises das seguintes amostras:

- Amostra 1: cascas de ostras iniciais do BAS 1, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 2: cascas de ostras finais do BAS 1, ou seja, após 300 dias de operação;
- Amostra 3: cascas de ostras iniciais do BAS 2, ou seja, antes do preenchimento dos reatores;
- Amostra 4: cascas de ostras finais do BAS 2, ou seja, após 300 dias de operação.

Para as análises foram utilizadas 4 cascas de ostras selecionadas aleatoriamente para formação de cada amostra, e estas, foram trituradas manualmente resultando num pó, com tamanho de partícula em torno de 40 micras.

4.4 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS – ANÁLISE DE VARIÂNCIA

A análise estatística dos dados foi realizada com auxílio do programa *Statistics*[®] 7.0, por meio de análise de variância - ANOVA.

A análise de variância caracteriza-se por ser um teste de hipóteses, que fornece a probabilidade de grupos de dados terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses:

- H_0 : onde as médias são iguais, ou seja, não há diferença entre os grupos de dados;
- H_1 : onde as médias são diferentes, ou seja, há diferença entre os grupos de dados.

Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 . Se $p > \alpha$ H_0 é rejeitado, e se $p < \alpha$ H_0 é aceito. Nesta pesquisa, o teste de variância ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Primeiramente todas as séries de dados de interesse foram verificadas quanto à sua normalidade, os dados que não apresentaram uma distribuição normal foram normalizados. O teste foi realizado, então, para determinar se existiram diferenças estatísticas entre:

- O decanto-digestor e biofiltros 1 e 2, nas duas fases de operação com relação aos processos de nitrificação (formação de nitrato e remoção de amônia) e remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO e SS;
- As fases 1 e 2 de operação, com relação ao desempenho do DD, BAS1 e BAS2 em termos de nitrificação (formação de nitrato e remoção de amônia) e remoção de matéria carbonácea;
- As fases A e B de operação do tanque de anóxico com relação ao processo de desnitrificação (remoção de nitrato).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nos itens subsequentes estão apresentados os resultados do monitoramento analítico e operacional do experimento durante os 300 dias de operação, bem como a avaliação da degradação do meio suporte – cascas de ostras.

Os dados coletados estão apresentados na forma de tabelas, gráficos temporais de dispersão e *box plots*, nos quais são detalhados valores médios, máximos, mínimos, discrepantes, extremos, desvios padrão, erros padrão, número de amostragens, além de resultados de análises estatísticas. Para avaliação da remoção de matéria carbonácea (no decanto-digestor e biofiltros) e nitrogênio oxidável (biofiltros) nas fases 1 e 2 são apresentados os resultados referentes aos dias 0 – 150 e 151 – 300 de operação, respectivamente, e para avaliação da desnitrificação (tanque anóxico) nas fases A e B os resultados são referentes aos dias 50 – 150 e 151 – 300, respectivamente.

Como exceção, observa-se que os dados apresentados da fase 1 do BAS2 são referentes ao período de operação correspondente aos dias 50 à 150. Os dados iniciais (dia 1-50) foram descartados, pois o BAS2 operou com uma concentração de OD menor do que 1 mg/L, sendo assim, os resultados da performance do reator neste período não poderiam ser comparados com o período restante onde o reator operou com OD > 4 mg/L, da mesma forma que o BAS1. A operação do BAS2 com OD mais baixo fez parte de uma tentativa de nitrificar parcialmente a amônia afluente e acumular nitritos no reator.

5.1 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA NO SISTEMA

5.1.1 Fase 1

5.1.1.1 Demanda Química de Oxigênio Total - DQOt

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes à DQOt na fase 1 nos cinco pontos amostrados: esgoto bruto, entrada e saída do decanto-digestor, e saída dos biofiltros, estão apresentados na tabela 02.

Tabela 02. Resultados do monitoramento das concentrações de DQOt nos pontos amostrados - fase 1.

Dados	Unidade	Esgoto bruto	Entrada DD	Saída DD	Saída BAS1	Saída BAS2
Média	mg/L	489,8	585,7	233,4	34,7	46,7
Máximo	mg/L	1157,5	1481,0	443,0	151,5	129,0
Mínimo	mg/L	184,0	184,0	39,1	8,8	22,6
DP	-	205,6	351,2	101,3	31,8	28,8
N	-	22	22	22	22	15

A figura 12 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados: esgoto bruto, entrada e saída do decanto digestor.

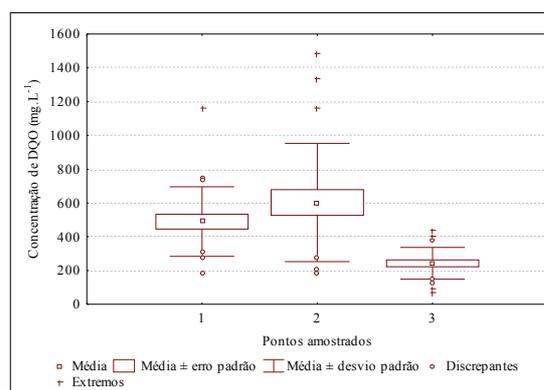


Figura 12. Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 1.

O decanto-digestor apresentou eficiência média na remoção de DQO de 60%, com concentrações média, máxima e mínima efluentes de 233,4, 443,0 e 39,1 mg/L, respectivamente. Mesmo com grandes variações nas concentrações de DQO do esgoto na entrada do DD, como pode ser visualizado na figura 12, este mostrou uma boa capacidade de resistência às variações de cargas e equalização das concentrações de DQO afluentes. Uma das razões para este bom rendimento deve-se, em parte, ao seu elevado tempo de detenção hidráulica, 77 horas. Este TDH pode ser considerado elevado quando comparado com o preconizado pela Norma Técnica ABNT-NBR 7229/93 (24 horas) para tanques sépticos com o mesmo volume do DD. Observa-se que o esgoto na entrada do DD apresentou uma maior concentração média e desvio padrão de DQO do que o esgoto bruto, pois quantidades variáveis de sólidos eram acumuladas no tanque anóxico, sendo assim, seus efluentes muitas vezes possuíam maior carga orgânica que o esgoto bruto de entrada.

As figuras 13 e 14 apresentam dois gráficos *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados: saída do decanto digestor, saída do BAS1 e saída do BAS2.

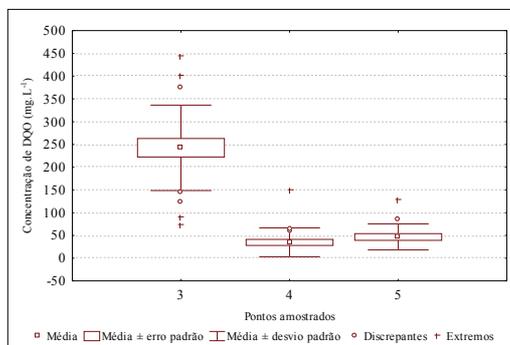


Figura 13. Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 1.

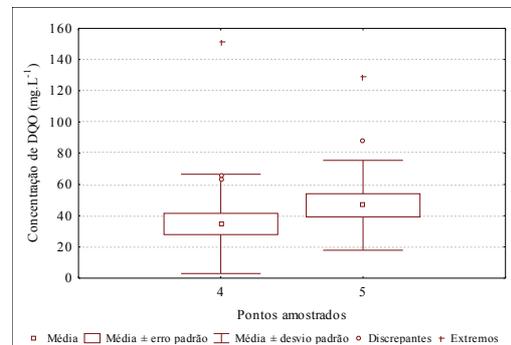


Figura 14. Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 1.

Com relação às eficiências nos biofiltros, o BAS1 obteve uma média de remoção de 85% de DQO, com concentrações média, máxima e mínima efluentes de 34,7, 151,5 e 8,8 mg/L, respectivamente. O BAS2 apresentou uma média de 80%, com concentrações média, máxima e mínima de 46,7, 129,0 e 22,6 mg/L. Os picos de concentração de DQO na saída de ambos os biofiltros ocorreram em função, principalmente, do desprendimento de biofilme das cascas de ostras. Observa-se que estes episódios ocorreram isoladamente.

A figura 15 apresenta as concentrações de DQOt nos efluentes dos biofiltros 1 e 2 ao longo dos 150 dias de operação da fase 1.

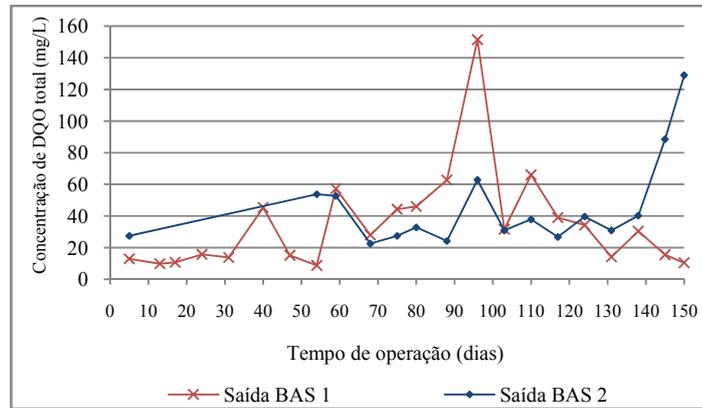


Figura 15. Série temporal das concentrações de DQOt nos pontos saída do BAS1 e BAS2 – fase 1.

Como pode ser observado na figura 15, o BAS1 apresentou dois picos de concentração de DQO efluente onde os valores ultrapassaram 60 mg/L, aproximadamente entre os dias 90 e 115 de operação. Neste período ocorreu um desprendimento natural de excesso de biofilme das cascas de ostras. Observa-se que a biomassa contribuiu para o aumento da concentração de DQO, no entanto, a nitrificação no reator não foi afetada negativamente, indicando que não houve o arraste de bactérias nitrificantes ativas do sistema. O processo de nitrificação será mais bem discutido nos itens seguintes.

O BAS2 apresentou um comportamento semelhante ao BAS1, com um episódio de desprendimento de biofilme entre os dias 90 e 100, e outro no final da fase 1. Da mesma forma que no BAS1, não houve mudanças negativas no processo de nitrificação.

As eficiências globais dos sistemas DD + BAS1 e DD + BAS2 na remoção de DQO foram respectivamente, 94% e 92%.

Foram realizadas análises estatísticas de variância dos dados, e os resultados obtidos confirmaram que existem diferenças significativas entre as concentrações efluentes de DQO no BAS1 e BAS2.

A tabela 03 apresenta o valor de “p” resultante da análise de variância. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal.

Tabela 03. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de DQOt do BAS1 e BAS2 – fase 1.

Dados	DQOt – BAS1 x BAS2
Valores de “p”	0,251

Observa-se pela tabela 03 que o valor de $p > 0,05$ (α) significa que há diferença entre as séries de dados. Assim pode-se afirmar que os dados médios obtidos nos dois biofiltros são diferentes.

A tabela 04 apresenta as cargas orgânicas volumétricas de DQO aplicadas e removidas nos reatores durante a fase 1 de operação do sistema.

Tabela 04. Cargas volumétricas de DQO aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 1.

Dados	Unidade	DD	BAS1	BAS2
COV média aplicada	gDQO/m ³ .dia	183,2	369,7	369,7
DP	-	109,9	160,5	160,5
COV média removida	gDQO/m ³ .dia	110,2	314,7	295,7
DP	-	105,9	145,8	172,1
Relação COV removida/aplicada	-	0,60	0,85	0,80
DP	-	0,27	0,15	0,21

As cargas teóricas previstas no início do projeto ficaram próximas das cargas reais aplicadas. No DD a carga teórica era 140,8 gDQO/m³.dia, um pouco abaixo da carga média real aplicada que foi de 183,2 gDQO/m³.dia. Nos biofiltros a carga teórica era 475,4 gDQO/m³.dia, um pouco acima da carga média real aplicada, que foi de 369,7 gDQO/m³.dia.

O DD apresentou uma COV média removida de 110,2 gDQO/m³.dia, o que reforça o bom desempenho do reator nos processos de remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO. Observa-se que a decantação física da matéria particulada foi o processo mais significativo ocorrido no DD que contribuiu para redução da DQO. A ocorrência significativa deste processo é confirmada quando os dados de remoção de sólidos em suspensão são avaliados (o que será visto no item 5.1.1.2).

No BAS1 o valor médio de COV removida foi de 314,7 gDQO/m³.dia, mais elevada quando comparada ao BAS2, que obteve uma média de 295,7 gDQO/m³.dia.

A partir destes resultados, juntamente com os dados de concentração de DQO na saída dos reatores, pode-se concluir que o BAS1 foi mais eficiente na remoção de matéria orgânica na forma de DQO do que o BAS2. Os reatores foram operados de forma idêntica, diferenciando-se somente com relação ao meio suporte. No BAS1 as cascas de ostras não eram brutas e possuíam diâmetro longitudinal maior que as cascas de ostras do BAS2 que eram brutas, ou seja, o BAS2 possuía um leito com maior área superficial.

5.1.1.2 Sólidos Suspensos Totais - SSt

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes aos SSt na fase 1, nos cinco pontos amostrados estão apresentados na tabela 05.

Tabela 05. Resultados do monitoramento das concentrações de SSt nos pontos amostrados - fase 1.

Dados	Unidade	Esgoto bruto	Entrada DD	Saída DD	Saída BAS1	Saída BAS2
Média	mg/L	131,5	254,3	43,1	18,4	15,7
Máximo	mg/L	319,3	1238,0	77,0	88,5	108,0
Mínimo	mg/L	59,0	59,0	12,5	0,0	0,0
DP	-	63,7	291,0	16,6	21,0	28,8
N	-	21	21	21	21	15

A figura 16 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de SSt nos pontos amostrados: esgoto bruto, entrada e saída do decanto digestor.

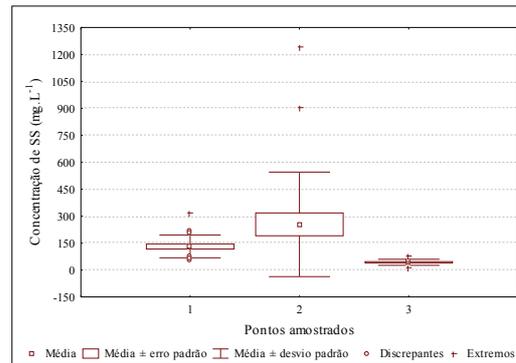


Figura 16. Gráfico *box plot* das concentrações de SSt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 1.

Pode-se constatar primeiramente que da mesma forma que a DQO, o esgoto na entrada do DD apresentou uma maior concentração de SS do que o esgoto bruto, pois sólidos eram acumulados no tanque anóxico.

O DD apresentou eficiência média na remoção de SS de 83%, com concentrações média, máxima e mínima no efluente de 43,1, 77,0 e 12,5 mg/L, respectivamente. Da mesma forma que a remoção de DQO, uma das razões para este bom rendimento deve-se ao elevado tempo de retenção hidráulica no reator. Estes resultados reforçam, então, a questão discutida no item 6.1.1.1, a qual coloca a sedimentação de material particulado no DD como principal processo de remoção de matéria orgânica carbonácea no mesmo. Observa-se ainda que o DD operou durante toda a fase 1 produzindo um efluente estável em termos de concentração de SS, com um desvio padrão pequeno, quando comparado aos outros pontos amostrados como pode ser observado na figura 16. O elevado TDH permitiu que o processo de decantação ocorresse, apesar da grande variação de concentração de sólidos no efluente de entrada do DD, que foi em média 254 mg/L, com valores máximo e mínimo de 1238 e 59 mg/L, respectivamente.

A figura 17 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de SSt nos pontos amostrados: saída do decanto-digestor, saída do BAS1 e saída do BAS2.

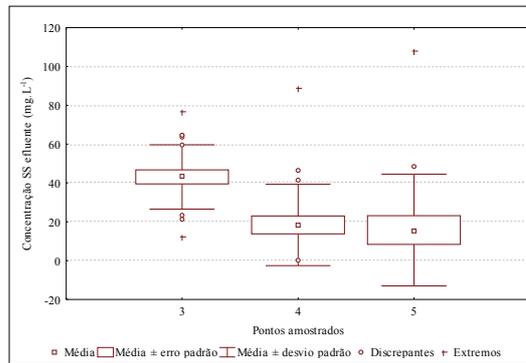


Figura 17. Gráfico *box plot* das concentrações de SSt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 1.

Com relação às eficiências nos biofiltros, o BAS1 obteve uma média de remoção de 57% de SS, com concentrações média, máxima e mínima no efluente de 18,4, 88,5 e 0,0 mg/L, respectivamente. O BAS2 apresentou uma média de remoção de 63%, com concentrações média, máxima e mínima de 15,7, 108,0 e 0,0 mg/L SS. Os picos de SS no efluente de ambos os biofiltros, evidenciados na figura 17 como pontos extremos superiores, ocorreram em função do processo de desprendimento de biofilme aderido às cascas de ostras. O comportamento dos SS nos biofiltros foi semelhante ao comportamento da DQO, e o desprendimento de biofilme ocasionou concomitantemente a elevação das concentrações destes dois parâmetros nos efluentes.

Apesar do BAS2 ter alcançado uma remoção média de SS ligeiramente mais elevada, seus resultados apresentaram um erro e desvio padrão mais acentuados, bem como um pico de liberação de SS também mais extremo.

Foram realizadas análises estatísticas de variância dos dados, e os resultados obtidos confirmaram que existem diferenças significativas entre as concentrações efluentes de SS no BAS1 e BAS2.

A tabela 06 apresenta o valor de “p” resultante da análise de variância. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal.

Tabela 06. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de SSt do BAS1 e BAS2.

Dados	SSt - BAS1 x BAS2
Valores de “p”	0,749

Conclui-se pela tabela 06 que os valores de $p > 0,05$ (α) significam que há diferença entre as séries de dados.

A tabela 07 apresenta as cargas orgânicas volumétricas de SS aplicadas e removidas nos reatores.

Tabela 07. Cargas volumétricas de SS aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 1.

Dados	Unidade	DD	BAS 1	BAS 2
COV média aplicada	gSS/m ³ .dia	79,6	68,3	68,3
DP	-	91,1	26,3	26,3
COV média removida	gSS/m ³ .dia	66,1	39,1	43,3
DP	-	90,8	36,1	59,9
Relação COV removida/aplicada	-	0,83	0,57	0,63
DP	-	0,26	0,49	0,94

O DD apresentou um valor médio de COV removida de 66,1 gSS/m³.dia.

No BAS 1 a COV média removida foi de 39,1 gSS/m³.dia, mais baixa quando comparada ao BAS 2, que obteve uma média de 43,3 gSS/m³.dia.

As eficiências globais dos sistemas DD + BAS1 e DD + BAS2 na remoção percentual de concentração de SS foram respectivamente, 93% e 94%.

Observa-se que durante todo o período de operação dos biofiltros optou-se pela não realização de descarte de lodo ou retrolavagem no sistema.

Pode-se concluir que o BAS 2 foi mais eficiente do que o BAS 1 na remoção média percentual em termos de concentração de SS, mas observa-se que os resultados do mesmo apresentaram maiores variações, e o reator tendeu mais à condições de instabilidade operacionais.

5.1.2 Fase 2

5.1.2.1 Demanda Química de Oxigênio Total - DQOt

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes à DQOt na fase 2 nos cinco pontos amostrados estão apresentados na tabela 08.

Tabela 08. Resultados do monitoramento das concentrações de DQOt nos pontos amostrados - fase 2.

Dados	Unidade	Esgoto bruto	Entrada DD	Saída DD	Saída BAS1	Saída BAS2
Média	mg/L	399,6	273,1	117,5	42,6	41,8
Máximo	mg/L	915,5	1321,0	298,5	175,0	109,0
Mínimo	mg/L	53,5	60,5	36,5	0,0	8,5
DP	-	254,5	285,9	78,5	56,5	27,4
N	-	19	18	19	19	19

A figura 18 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados: esgoto bruto, entrada e saída do decanto digestor.

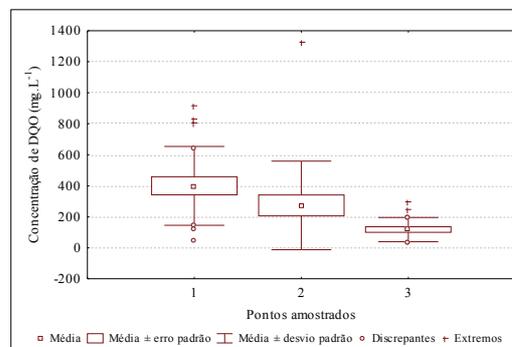


Figura 18. Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 2.

O decanto-digestor apresentou eficiência média na remoção de DQO de 57%, com concentrações média, máxima e mínima no efluente de 117,5, 298,5 e 36,5 mg/L, respectivamente. O DD na fase 2 foi operado com TDH de 38 horas, a metade do tempo da fase 1. Apesar desta diminuição, o reator permaneceu com uma boa capacidade de resistência às variações de cargas e equalização das concentrações de DQO afluentes, como pode ser visualizado na figura 18.

Observa-se que o esgoto bruto na fase 2 apresentou concentrações de DQO mais baixas e mais variáveis (400 ± 254 mg/L), quando comparadas à fase 1 (490 ± 206 mg/L). Isto se deve ao fato da coincidência da fase 2 com um período (setembro a dezembro) de elevada intensidade pluviométrica em Florianópolis. Como o esgoto utilizado na alimentação do sistema era proveniente da rede coletora houve uma significativa influência da água da chuva na diminuição das concentrações, não só de DQO, mas de praticamente todos os compostos orgânicos e inorgânicos avaliados.

As figuras 19 e 20 apresentam respectivamente dois gráficos *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados: saída do decanto digestor, saída do BAS1 e saída do BAS2.

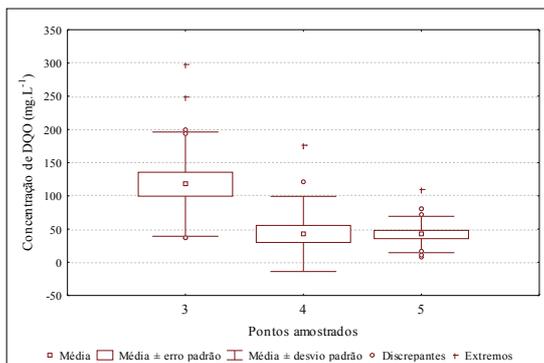


Figura 19. Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 2.

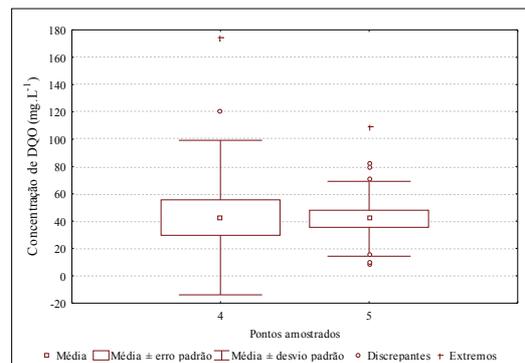


Figura 20. Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt nos pontos amostrados (4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 2.

Com relação às eficiências nos biofiltros, o BAS1 obteve uma média de remoção de DQO de 63,7%, com concentrações média, máxima e mínima efluentes de 42,6, 175 e 0 mg/L, respectivamente. O BAS2 apresentou uma média de 64,5%, muito semelhante ao BAS1, com concentrações média, máxima e mínima efluentes de 41,8, 109 e 8,5 mg/L. Os picos de concentração de DQO na saída de ambos os biofiltros ocorreram novamente em função do desprendimento de biofilme das cascas de ostras. Observa-se que estes episódios ocorreram mais frequentemente nesta fase, em função da elevação da taxa hidráulica aplicada ($2,6$ m³/m².d na fase 1 e $5,2$ m³/m².d na fase 2).

Pode-se observar pela figura 20, que apesar das médias de remoção e concentrações médias efluentes de DQO nos dois biofiltros serem praticamente iguais, o comportamento dos reatores

foi diferente. O BAS1 apresentou um desvio padrão e concentrações efluentes discrepantes e extremas mais elevadas do que o BAS2. Esta diferença no comportamento foi confirmada com a análise estatística de variância entre as séries de dados dos dois reatores.

A tabela 09 apresenta o valor de “p” resultante da análise de variância. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal.

Tabela 09. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de DQOt do BAS1 e BAS2 – fase 2.

Dados	DQOt - BAS1 x BAS2
Valores de “p”	0,953

Observa-se pela tabela 09 que os valores de $p > 0,05$ (α) significam que há diferença entre as séries de dados. Assim pode-se afirmar que os dados obtidos nos dois biofiltros foram diferentes, e que conseqüentemente, o BAS2 foi mais eficiente na remoção de DQO do que o BAS1.

A tabela 10 apresenta as cargas orgânicas volumétricas de DQO aplicadas e removidas nos reatores durante a fase 2 de operação do sistema.

Tabela 10. Cargas volumétricas de DQO aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 2.

Dados	Unidade	DD	BAS1	BAS2
COV média aplicada	gDQO/m ³ .dia	170,9	372,3	372,3
DP	-	178,9	248,7	248,7
COV média removida	gDQO/m ³ .dia	97,4	237,3	240,0
DP	-	161,3	191,9	236,9
Relação COV removida/aplicada	-	0,57	0,637	0,645
DP	-	0,15	0,30	0,52

As COV teóricas previstas no início do projeto tanto para o DD quanto para os BAS (DD = 140,8 gDQO/m³.d; BAS = 475,4 gDQO/m³.d), as COV aplicadas na fase 1 (DD = 183,2 gDQO/m³.d; BAS = 369,7 gDQO/m³.d) e na fase 2 (DD = 170,9 gDQO/m³.d; BAS = 372,3 gDQO/m³.d) foram semelhantes em função da variação nas concentrações de DQO do esgoto bruto que foram mais baixas na fase 2, compensado as variações de vazão. Sendo assim, o aumento em duas vezes das COV, previsto no início do projeto, apresentado no quadro 04, não ocorreu.

Na fase 2, o DD apresentou uma COV média removida de 97,4 gDQO/m³.dia.

No BAS1 o valor médio de COV removida foi de 237,3 gDQO/m³.dia, e no BAS2 foi de 240,0 gDQO/m³.dia. A partir destes resultados, juntamente com os dados de concentração de DQO na saída dos reatores, pode-se concluir que o BAS2 foi mais eficiente na remoção de matéria orgânica em forma de DQO na fase 2 do que o BAS1.

5.1.2.2 Sólidos Suspensos Totais - SS_t

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes aos SS_t na fase 2 nos cinco pontos amostrados estão apresentados na tabela 11.

Tabela 11. Resultados do monitoramento das concentrações de SS_t nos pontos amostrados - fase 2.

Dados	Unidade	Esgoto bruto	Entrada DD	Saída DD	Saída BAS1	Saída BAS2
Média	mg/L	132,7	129,3	30,4	45,8	22,7
Máximo	mg/L	468,0	721,4	107,0	243,0	92,8
Mínimo	mg/L	20,0	35,5	3,5	0,0	0,0
DP	-	125,6	153,9	28,3	74,1	27,2
N	-	19	18	19	19	19

A figura 21 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de SS_t nos pontos amostrados: esgoto bruto, entrada e saída do decanto digestor.

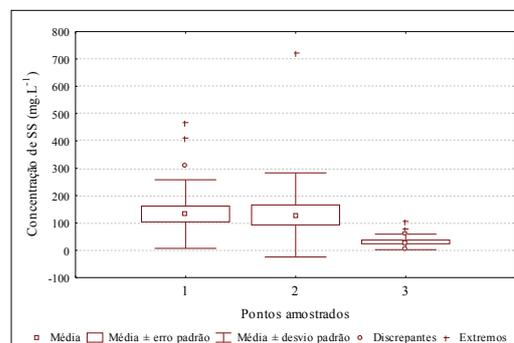


Figura 21. Gráfico *box plot* das concentrações de SS_t nos pontos amostrados (1 = Esgoto bruto; 2 = Entrada DD; 3 = Saída DD) – fase 2.

O DD apresentou eficiência média na remoção de SS de 76%, com concentrações média, máxima e mínima no efluente de 30,4, 107 e 3,5 mg/L, respectivamente. O processo de remoção de sólidos em suspensão no DD obteve comportamento semelhante à remoção de DQO nesta fase. Observa-se que o DD operou durante a fase 2 produzindo um efluente estável em termos de concentração de SS (30 ± 28 mg/L), com um desvio padrão pequeno quando comparado ao efluente de entrada (129 ± 154 mg/L), como pode ser observado também na figura 21.

A figura 22 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações de SS nos pontos amostrados: saída do decanto digestor, saída do BAS1 e saída do BAS2.

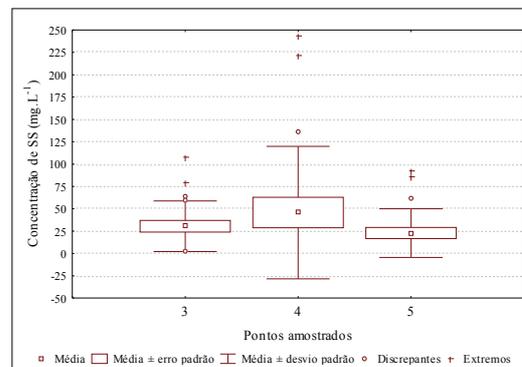


Figura 22. Gráfico *box plot* das concentrações de SSt nos pontos amostrados (3 = Saída DD; 4 = Saída BAS1; 5 = Saída BAS2) – fase 2.

Com relação às eficiências de remoção de SS nas condições operacionais da fase 2, o BAS1 não foi eficiente, uma vez que a concentração média efluente foi 50% mais elevada do que a afluente. O efluente do reator apresentou concentrações média, máxima e mínima de respectivamente 45,8, 243 e 0 mg/L. O BAS2 apresentou uma média de remoção de 25% com concentrações média, máxima e mínima de 22,7, 92,8 e 0 mg/L de SS. Os picos de sólidos suspensos no efluente de ambos os biofiltros, principalmente do BAS1, evidenciados na figura 22 pelo elevado desvio padrão e pelos pontos extremos superiores, ocorreram em função do processo de desprendimento de biofilme aderido às cascas de ostras.

Dois dos mais elevados picos de sólidos efluentes aos biofiltros nesta fase, os quais elevaram a concentração de matéria orgânica do efluente tratado, foram caracterizados. Por meio desta caracterização podem-se sugerir unidades de tratamento complementar para remoção destes

sólidos, uma vez que os outros processos, como a nitrificação, não se mostraram afetados negativamente pelo desprendimento de biofilme em excesso.

As figuras 23 e 24 apresentam as concentrações temporais de SSt na saída do BAS1 e BAS2, respectivamente.

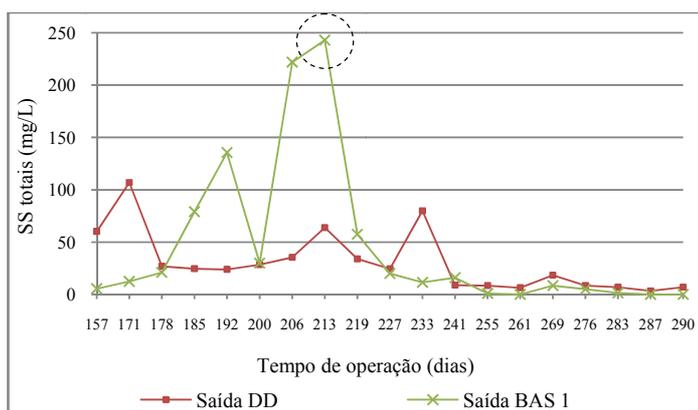


Figura 23. Série temporal das concentrações de SSt nos pontos saída do DD e saída do BAS1 – fase 2.

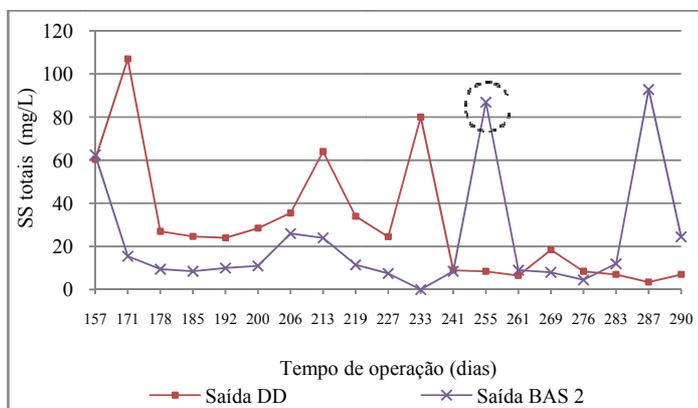


Figura 24. Série temporal das concentrações de SSt nos pontos saída do DD e saída do BAS 2 – fase 2.

Observa-se pelas figuras 23 e 24, que o desprendimento de biomassa ocorreu em picos específicos. No BAS1 estes picos foram mais duradouros e atingiram concentrações mais elevadas, quando comparados aos picos no BAS2.

A tabela 12 apresenta a caracterização em termos de sólidos e DQO dos efluentes dos biofiltros em duas amostragens, uma de cada reator, onde ocorreram picos de SS. As duas amostragens foram indicadas com círculos nas figuras 23 e 24.

Tabela 12. Caracterização dos efluentes com excesso de sólidos nos biofiltros - fase 2.

Biofiltro	SST (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	Ssed (mL/L)	DQOT (mg/L)	DQOS (mg/L)	DQOF (mg/L)
BAS 1 Dia 213	243,0	842,5	373,0	469,5	16,1	205,0	54,2	13,7
BAS 2 Dia 255	86,9	1008,0	579,0	429,0	2,33	81,5	32,5	11,4

Observação: * DQOS = DQO líquido sobrenadante; DQOF = DQO filtrada.

As figuras 25 e 26 apresentam o perfil de sólidos totais das duas amostragens.

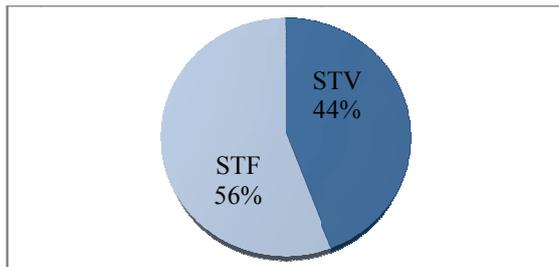


Figura 25. Perfil dos sólidos totais – BAS1.

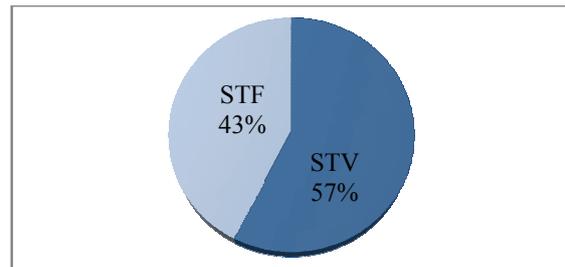


Figura 26. Perfil dos sólidos totais – BAS2.

O BAS1 apresentou 842 mg/L de ST, sendo que 56% destes sólidos eram STF e 44% eram STV, enquanto o BAS2 apresentou uma concentração de 1008 mg/L de ST, dos quais 43% eram fixos e 57% voláteis.

Tendo em vista que os sólidos em excesso liberados nos efluentes amostrados foram provenientes do desprendimento de biofilme, espera-se que o percentual de sólidos voláteis seja maior ou igual aos sólidos fixos, o que ocorreu somente no BAS 2. O BAS 1 apresentou um percentual um pouco mais elevado em termos de sólidos fixos, provavelmente em função de um desprendimento concomitante de pequenos farelos de cascas de ostras, que podiam ser observados *in loco* a olho nú. Estas pequenas partículas, constituídas principalmente por carbonato de cálcio, foram liberadas das cascas do BAS1 em função de seu desgaste decorrente do maior tempo de uso. Observa-se ainda que estes sólidos provenientes das cascas de ostras mostraram ser rapidamente

sedimentáveis quando em repouso. Este processo de desprendimento de partículas do meio suporte foi observado também no BAS2, mas somente nas últimas semanas de operação do sistema. A avaliação do desgaste do meio suporte será mais bem discutida no item 6.4.

Analisando-se os dados das duas amostragens apresentadas na tabela 12, as concentrações de SS estão acima das médias, respectivamente, 5,3 e 3,8 vezes para o BAS1 e BAS2. Estas concentrações de SS no efluente contribuíram para concentrações de DQOt de 205 mg/L no BAS1 e 82 mg/L no BAS2.

Foi realizada análise de sólidos sedimentáveis em cone *Imhof* por 1 hora com as duas amostras, e análise da DQO do líquido após sedimentação (DQOS) nos cones. Com os resultados obtidos pode-se concluir que no BAS1 a DQOS correspondeu a 26% da DQOt, ou seja, com a adoção de um processo para remoção dos sólidos sedimentáveis, como um decantador com placas por exemplo, a remoção de DQOt poderia atingir até 74%. Ou ainda, a adoção de um processo para promover a remoção dos sólidos em suspensão, poderia reduzir a DQOt em até 93%, tendo em vista que a concentração de DQO filtrada foi de 13,7 mg/L, ou ainda, 7% da DQOt.

Realizando-se esta mesma avaliação para os resultados do BAS2, a DQOS correspondeu a 40% da DQOt, ou seja, a sedimentação promoveu uma remoção de 60% da mesma. Com relação à DQOF, esta correspondeu a 14% da DQOt.

Foram realizadas análises estatísticas de variância dos dados, e os resultados obtidos confirmaram que existem diferenças significativas entre os dados de saída em termos de concentração de SS no BAS1 e BAS2.

A tabela 13 apresenta o valor de “p” resultante da análise de variância. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal.

Tabela 13. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de SS do BAS1 e BAS2 – fase 2.

Dados	SSt – BAS1 x BAS2
Valores de “p”	0,953

Observa-se pela tabela 13 que o valor de $p > 0,05$ significa que há diferença entre as séries de dados. Assim pode-se afirmar que os dados médios obtidos nos dois biofiltros são diferentes.

A tabela 14 apresenta as cargas orgânicas volumétricas de SS aplicadas e removidas nos reatores durante a fase 2 de operação do sistema.

Tabela 14. Cargas volumétricas de SS aplicadas e removidas nos reatores, DD, BAS1 e BAS2 - fase 2.

Dados	Unidade	DD	BAS1	BAS2
COV média aplicada	gSS/m ³ .dia	80,9	96,4	96,4
DP	-	96,3	89,8	89,8
COV média removida	gSS/m ³ .dia	61,9	-48,6	24,3
DP	-	96,0	230,6	133,2
Relação COV removida/aplicada	-	0,76	-0,50	0,25
DP	-	0,32	1,93	6,23

O DD apresentou um valor médio de COV removida de 61,9 gSS/m³.dia, o que reforça o bom desempenho do reator no processo de remoção de matéria em suspensão.

No BAS1 não houve remoção de carga orgânica, ou, a COV média removida foi de -48,6 gSS/m³.dia, enquanto o BAS2, obteve uma média de 24,3 gSS/m³.dia.

As amostragens onde os SS efluentes foram mais elevados do que os SS afluentes corresponderam a 37% no BAS1 e 32% no BAS2. Sendo estes dados desconsiderados, as cargas médias removidas nos biofiltros calculadas com base nas amostragens restantes, 63% do BAS1 e 68% do BAS2, foram respectivamente, $73,5 \pm 99,4$ gSS/m³.dia e $61,2 \pm 89,3$ gSS/m³.dia.

Considerando-se 100% das amostragens dos biofiltros, as eficiências globais dos sistemas DD + BAS1 e DD + BAS2 na remoção percentual de SS foram respectivamente, 65% e 82%.

Se consideradas 63% das amostragens do BAS1 e 68% do BAS2, nas quais a remoção de sólidos foi efetiva, as eficiências globais foram em média 94% no sistema DD + BAS1 e 91% no DD + BAS2.

Durante todo o período de operação dos biofiltros optou-se pela não realização de descarte de lodo ou retrolavagem no sistema. Conseqüentemente sem esta manobra o desprendimento de biofilme, que ocasionou a liberação de SS no efluente, provavelmente ocorreu somente pelo seu excesso e não por fatores que afetassem diretamente a composição química e microbiológica do mesmo. O desprendimento de biofilme não ocasionou efeitos negativos sobre a remoção efetiva de substrato no reator, como a remoção de DQO dissolvida ou de amônia (como poderá ser constatado no item 6.2), pois estes processos eram limitados provavelmente pela transferência de oxigênio e a biomassa remanescente foi sempre suficiente para manutenção dos processos oxidativos nos BAS.

5.1.3 Avaliação comparativa dos dados e análise de variância entre as fases 1 e 2

Os resultados obtidos na avaliação da remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO e SS no sistema, nas fases 1 e 2, estão resumidos na tabela 15.

Tabela 15. Resultados da remoção de DQO e SS do sistema nas fases 1 e 2.

Reator	Fase	TDH (h)	TAS (m ³ /m ² .d)	COV (gDQO/m ³ .d)	Remoção DQO (%)	DQO efluente (mg/L)	Remoção SS (%)	SS efluente (mg/L)
DD	1	77	-	183 ± 110	60	233,4 ± 101,3	83	43,1 ± 16,6
DD	2	38	-	171 ± 179	57	117,5 ± 78,5	76	30,4 ± 28,3
BAS 1	1	15	2,6	370 ± 161	85	34,7 ± 31,8	57	18,4 ± 21,0
BAS 1	2	7,5	5,2	372 ± 249	63,7	42,6 ± 56,5	0	45,8 ± 74,1
BAS 2	1	15	2,6	370 ± 161	80	46,7 ± 28,8	63	15,7 ± 28,8
BAS 2	2	7,5	5,2	372 ± 249	64,5	41,8 ± 27,4	25	22,7 ± 27,2

A tabela 16 apresenta os dados da análise de variância entre os conjuntos de dados coletados nas fases 1 e 2, em termos de DQO e SS. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal.

Tabela 16. Análise de variância entre os dados de concentração efluente de DQO e SS nos reatores – fases 1 e 2.

Dados	Decanto-digestor - fase 1x2		BAS1 - fase 1x2		BAS2 - fase 1x2	
	DQO	SS	DQO	SS	DQO	SS
Valores de “p”	0,00005	0,0889	0,5792	0,1128	0,7514	0,4587

Nota-se pela tabela 16 que os valores de $p > 0,05$ significam que há diferença entre as séries de dados, assim pode-se afirmar que os dados médios obtidos foram diferentes: nas fases 1 e 2 do BAS1 em termos de DQO e SS; nas fases 1 e 2 do BAS2 em termos de DQO e SS; e nas fases 1 e 2 do DD em termos de SS. Os dados efluentes de DQO do DD nas duas fases foram considerados iguais, ou sem diferença estatística.

As figuras 27 e 28 apresentam, respectivamente, dois gráficos *box plot* das concentrações efluentes de DQOt e SS do decanto-digestor, nas duas fases operacionais.

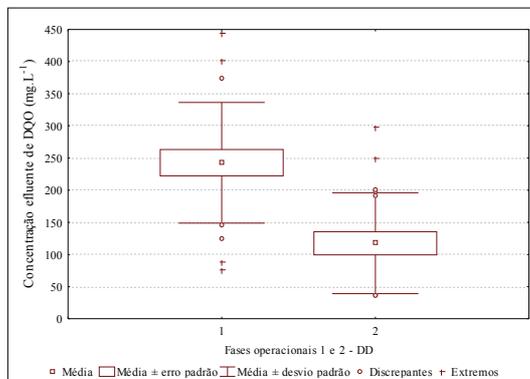


Figura 27. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de DQOt no DD nas fases 1 e 2.

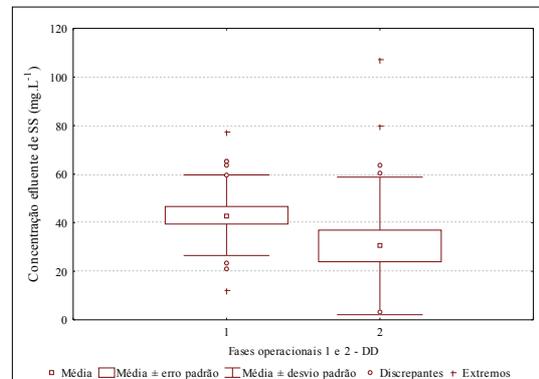


Figura 28. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de SS no DD nas fases 1 e 2.

Com relação à eficiência de remoção de DQO no DD nas duas fases, as médias efluentes alcançadas foram bastante diferentes (233,4 mg/L na fase 1 e 117,5 mg/L na fase 2), isto ocorreu pois as concentrações afluentes nas duas fases foram também bastante distintas (585,7 mg/L na fase 1 e 273,1 mg/L na fase 2). Entretanto, pode-se concluir pelos dados apresentados nas tabelas 15 e 16 que as diferenças operacionais aplicadas nas fases 1 e 2 não repercutiram em diferenças significativas na remoção de DQO pelo DD, ou seja, seu comportamento pode ser considerado igual nas duas fases. Observa-se que na fase 1 o DD foi operado com TDH de 77 horas e COV de 183 ± 110 gDQO/m³.dia, e na fase 2 com TDH de 38 horas e COV de 171 ± 179 gDQO/m³.dia.

O fluxo hidráulico mais limitante e o menor TDH na fase 2 influenciaram principalmente as condições de decantação dos sólidos suspensos no reator. Sob estas condições, e com base nos dados apresentados nas tabelas 15 e 16 e figura 28, pode-se concluir que o DD foi mais eficiente

na fase 1 (83%) do que na fase 2 (76%) na remoção de SS, apesar da concentração média efluente ter sido mais baixa na fase 2 do que na fase 1.

Em síntese, as condições operacionais da fase 1 proporcionaram ao DD uma melhor eficiência na remoção de SS do que na fase 2, no entanto, em termos de remoção de DQO as duas fases proporcionaram a mesma eficiência.

As figuras 29 e 30 apresentam, respectivamente, dois gráficos *box plot* das concentrações efluentes de DQOt e SSt do BAS1, nas duas fases operacionais.

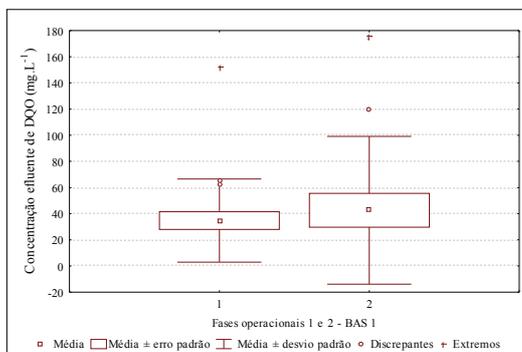


Figura 29. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de DQOt no BAS1 nas fases 1 e 2.

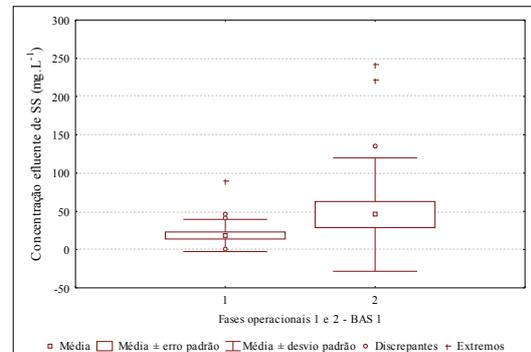


Figura 30. Gráfico tipo *plot* das concentrações efluentes de SSt no BAS1 nas fases 1 e 2.

O BAS1 foi mais eficiente na remoção de DQO e SS na fase 1, com 85% de remoção de DQO (efluente = 35 ± 32 mg/L) e 57% de remoção de SS (efluente = 18 ± 21 mg/L), quando comparado à fase 2, onde alcançou uma média de 64% de remoção de DQO (efluente = 43 ± 56 mg/L) e 0% de SS (efluente = 46 ± 74 mg/L).

O principal parâmetro que pode ter influenciado negativamente a eficiência do reator na fase 2, principalmente quanto à remoção de sólidos suspensos, foi a taxa de aplicação hidráulica que foi elevada de 2,6 para 5,2 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Estas taxas são consideradas baixas quando comparadas com taxas aplicadas por outros autores, por exemplo, Xie et al. (2004) trabalharam com uma taxa de 10,8 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ alcançando uma remoção de DBO_5 de 96%. No entanto, vale ressaltar que o meio suporte utilizado nesta pesquisa, as cascas de ostras, proporcionaram ao leito filtrante um elevado número de vazios. Este espaço sem preenchimento não possibilita uma grande retenção física de

sólidos, sendo o reator conseqüentemente mais afetado pelas taxas hidráulicas. Este fato pode ser confirmado se forem comparadas as remoções de SS nesta fase entre o BAS1 e BAS2. As cascas de ostras do BAS2 eram menores do que as cascas do BAS1, e conseqüentemente possuíam maior área superficial e o leito formado possuía vazios de menor tamanho. Portanto, a remoção de SS no BAS2 foi menos afetada pela elevação da taxa hidráulica.

As figuras 31 e 32 apresentam, respectivamente, dois gráficos *box plot* das concentrações efluentes de DQOt e SS do BAS2, nas duas fases operacionais.

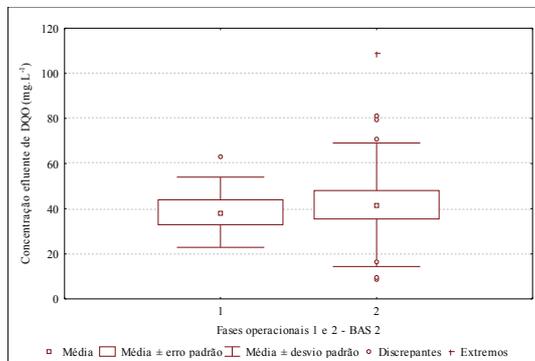


Figura 31. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de DQOt no BAS2 nas fases 1 e 2.

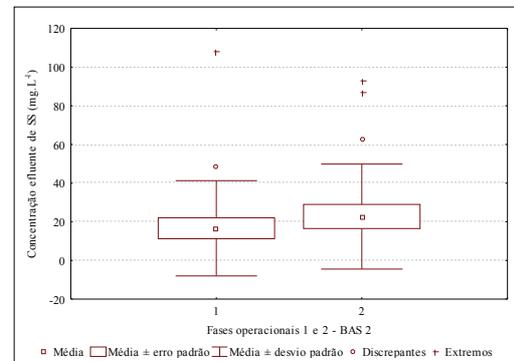


Figura 32. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de SS no BAS2 nas fases 1 e 2.

Apresentando um comportamento semelhante ao do BAS1, o BAS2 foi mais eficiente na remoção de DQO e SS na fase 1, com 80% de remoção de DQO (efluente = 47 ± 29 mg/L) e 61% de SS (efluente = 17 ± 25 mg/L), quando comparado à fase 2, na qual a remoção de DQO foi de 64% (efluente = 42 ± 27 mg/L) e de SS foi de 25% (efluente = 23 ± 27 mg/L).

A taxa hidráulica aplicada nesta fase também afetou negativamente a remoção de DQO e SS no BAS2 da mesma forma que no BAS1, mas em menor intensidade.

Em resumo, as condições operacionais aplicadas na fase 1 de operação do sistema proporcionaram melhores eficiências na remoção dos parâmetros DQO e SS, em ambos os biofiltros.

O padrão de lançamento de efluentes em rios classe 2 da Legislação Estadual de SC, estabelecido no Decreto 14.250/81, preconiza 60 mg/L de DBO₅ ou 80% de eficiência na remoção desta pelo sistema, observando-se que as condições de oxigenação e auto depuração do rio devem ser mantidas. Comparando-se os resultados obtidos nas duas fases, em termos de concentração de DQO, mesmo se considerarmos a DQO = DBO₅ todos os valores efluentes médios dos dois biofiltros nas duas fases encontram-se abaixo do máximo permitido (tabela 15).

A adoção de uma unidade para eliminação dos sólidos em suspensão, liberados intermitentemente em função do desprendimento de biomassa em excesso dos biofiltros, permitiria a clarificação do efluente final em níveis significativos¹. As unidades comumente utilizadas para este fim são decantadores secundários ou ainda decantadores com placas. Outra sugestão é a adoção de uma unidade não em linha, mas em “*by pass*”, pois a liberação de sólidos no efluente apresentou-se com um comportamento intermitente. Uma unidade adaptável a esta situação seria, por exemplo, um filtro de brita e areia de fluxo vertical, plantado ou não.

A tabela 17 apresenta as eficiências globais do sistema em suas duas linhas, DD + BAS1 e DD + BAS2, na remoção de DQO e SS nas duas fases operacionais.

Tabela 17. Resultados da eficiência global de remoção de DQO e SS do sistema nas fases 1 e 2.

Linha de tratamento	Fase	Remoção DQO (%)	DQO efluente (mg/L)	Remoção SS (%)	SS efluente (mg/L)
DD + BAS 1	1	94	34,7 ± 31,8	93	18,4 ± 21,0
DD + BAS 1	2	84	42,6 ± 56,5	65	45,8 ± 74,1
DD + BAS 2	1	92	46,7 ± 28,8	94	15,7 ± 28,8
DD + BAS 2	2	85	41,8 ± 27,4	82	22,7 ± 27,2

Comparando-se os resultados obtidos com relação à remoção de DQO e SS neste e em outros projetos semelhantes, Nascimento, Chernicharo e Garcia (2000) realizaram um experimento com reator UASB + BAS com escória de alto forno como material suporte, e COV aplicada de 880 gDQO/m³.dia. Os autores observaram uma remoção de respectivamente 26% e 62% de DQO e SS no BAS, com as respectivas eficiências globais de 75% e 88%.

¹ Maiores detalhes sobre esta questão foram apresentados no item 5.1.2.2.

Carvalho Jr. e Povinelli (2005) operaram um sistema piloto composto por um RAC + BAS com espuma de poliuretano como meio suporte. Com uma COV média aplicada de 900 gDQO/m³.d e um TDH de 6 horas o BAS atingiu uma eficiência de 78% na remoção de DQO, produzindo um efluente com 54 mg/L.

Morgan-Sagastume e Noyola (2008) avaliaram um BAS com escória vulcânica como meio suporte e características operacionais semelhantes àquelas adotadas neste trabalho. O BAS possuía volume de 103L, TDH de 4,4 horas e COV aplicada de 450 gDQO/m³.d. O biofiltro foi operado sem retro-lavagem ou descarte de lodo, sendo adotado somente um decantador secundário para remoção dos sólidos desprendidos naturalmente do meio suporte, que possuía granulometria semelhante à das cascas de ostras, formando também um leito filtrante com elevado número de vazios. O BAS alcançou eficiência média na remoção de DQO de 76%, produzindo um efluente com 56 mg/L, e 55% de remoção de SS com concentração efluente média de 31 mg/L.

Lima, Gadotti e Daniel (2005) testaram um sistema composto por um RAC + ozonização + 2 BAS, sendo um biofiltro preenchido com carvão ativado granular e outro com espuma de poliuretano. A COV aplicada foi de 680 gDBO/m³.dia e a TAS de 4 m³/m².d. As eficiências atingidas foram de 64% na remoção de DQO e 83% de SS no biofiltro de carvão, e 29% de DQO e 78% de SS no biofiltro de espuma.

Observa-se que os trabalhos citados acima, com exceção de Morgan-Sagastume e Noyola (2008), não possuíam o objetivo de nitrificação dos efluentes nos biofiltros, o que justifica em parte a adoção de cargas mais elevadas e parâmetros operacionais mais limitantes.

5.2 NITRIFICAÇÃO NOS BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS

5.2.1 Fase 1

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes aos compostos nitrogenados inorgânicos, N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- , da entrada e saída dos biofiltros estão demonstrados na tabela 18.

Tabela 18. Comportamento dos compostos nitrogenados inorgânicos nos biofiltros - fase 1.

Dados	Entrada			Saída BAS1			Saída BAS2		
	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-
Média (mg/L)	46,6	0,1	1,2	4,6	0,2	50,0	4,8	0,3	69,9
Máximo (mg/L)	66,1	0,4	13,3	41,3	0,5	108,9	29,7	0,6	136,9
Mínimo (mg/L)	21,2	0,0	0,3	0,4	0,0	1,0	0,4	0,0	3,0
DP	10,5	0,1	2,8	9,6	0,2	36,8	7,6	0,2	35,8
N	22	22	22	22	22	22	15	15	15

Foram realizadas análises estatísticas de variância dos dados do BAS 1 e BAS2, e os resultados obtidos confirmaram que existem diferenças entre os dados em termos de concentração efluente de N-nitrato, enquanto os dados efluentes de N-amoniacoal não possuem diferença estatística.

A tabela 19 apresenta os resultados encontrados na análise de variância. Observa-se que os dados de concentração efluente de nitrato submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal, ao passo que dos dados de concentração de N-amoniacoal tiveram que ser normalizados, sendo que sua distribuição apresentou-se como logarítmica.

Tabela 19. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de N-NH_4^+ e N-NO_3^- do BAS1 e BAS2 – fase 2.

Dados	N-amoniacoal – BAS1 x BAS2	N-nitrato - BAS1 x BAS2
Valores de “p”	0,007	0,157

O valor de $p > 0,05$ (α) significa que há diferença entre as séries de dados de concentração efluente de nitrato, no entanto o valor de $p < 0,05$ indica que os dados efluentes de amônia nos dois biofiltros podem ser considerados iguais.

A figura 33 apresenta a série temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e nitrogênio oxidado ($N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$) e amoniacal efluentes ao BAS1.

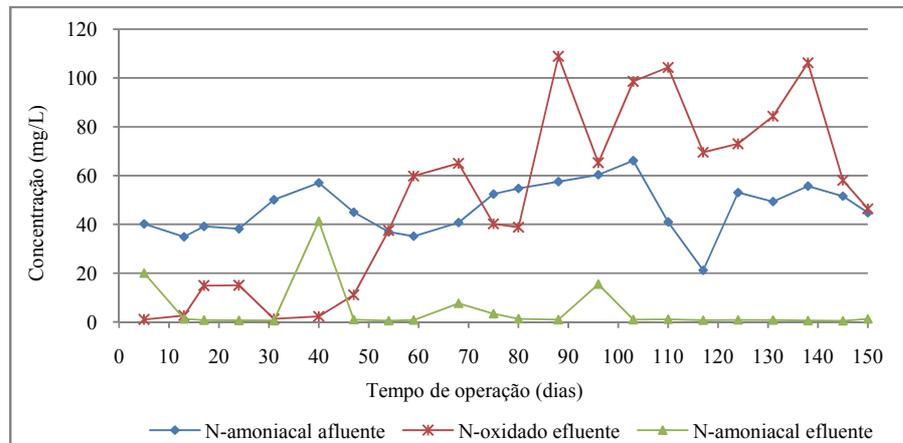


Figura 33. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos no BAS 1.

O BAS1 apresentou 90,1% de remoção média de nitrogênio amoniacal, com concentrações efluentes média, máxima e mínima de 4,6, 41,3 e 0,4 mg/L, respectivamente. Do percentual de 90,1% de amônia removida pode-se dizer que 100% foram nitrificados completamente, pois a concentração efluente média de nitrogênio oxidado (nitrato = 50,0 mg/L) foi maior do que a concentração média afluente de nitrogênio oxidável (amônia = 46,6 mg/L).

Pode-se constatar pela figura 33, que com aproximadamente 15 dias de operação o BAS1 já apresentou a ocorrência do processo de nitrificação, com a formação de nitratos e remoção da amônia afluente.

Durante os 150 dias de operação o processo de nitrificação no BAS1 ocorreu de forma estável, com exceção de um pico de liberação de amônia entre os dias 30 e 45, onde a remoção foi de 28% sendo que somente 4% desta amônia removida foi transformada em nitratos, e o restante provavelmente incorporado à biomassa para síntese celular. Esta queda na nitrificação não foi

relacionada com nenhum fato ocorrido no reator, somente com o período, que ainda era de estabilização da biomassa.

O balanço de massa do nitrogênio inorgânico no reator realizado por meio da equação 12, com base nos resultados das análises laboratoriais, mostra que:

$$P = CE_{\text{NH}_4} + CE_{\text{NO}_2} + CE_{\text{NO}_3} - (CS_{\text{NH}_4} + CS_{\text{NO}_2} + CS_{\text{NO}_3}) \quad \text{Equação (12)}$$

$$\text{Perdas} = - 6,9 \text{ mg/L}$$

Onde:

P = Perdas no processo (mg/L)

CE_{NH_4} = Concentração de amônia na entrada do reator (mg/L)

CE_{NO_2} = Concentração de nitrito na entrada do reator (mg/L)

CE_{NO_3} = Concentração de nitrato na entrada do reator (mg/L)

CS_{NH_4} = Concentração de amônia na saída do reator (mg/L)

CS_{NO_2} = Concentração de nitrito na saída do reator (mg/L)

CS_{NO_3} = Concentração de nitrato na saída do reator (mg/L)

Interpretando-se de maneira simplificada o resultado médio da perda de N-inorgânico no BAS1, pode-se dizer que a perda negativa de 6,9 mg/L ocorreu principalmente em função da formação de nitratos no reator, que superou a concentração afluyente de nitrogênio passível de ser oxidado.

O excesso de nitrato foi formado provavelmente a partir de frações de N-orgânico afluentes que foram transformadas em N-amoniacal, e a partir do mesmo liberado no meio quando da ocorrência de morte celular.

No entanto, percebe-se ainda pela figura 33 que a formação de nitratos a partir do quinquagésimo dia de operação ocorreu com a liberação de picos efluentes bem superiores às respectivas

concentrações de N-amoniacal afluentes, conseqüentemente, coincidindo com os picos de perda de N-inorgânico negativos.

Este processo pode ser relacionado com o desprendimento de biofilme do reator, quantificado por meio da concentração de SS efluente².

A figura 34 apresenta a série temporal das perdas de nitrogênio inorgânico, juntamente com as concentrações de sólidos suspensos no efluente do BAS1.

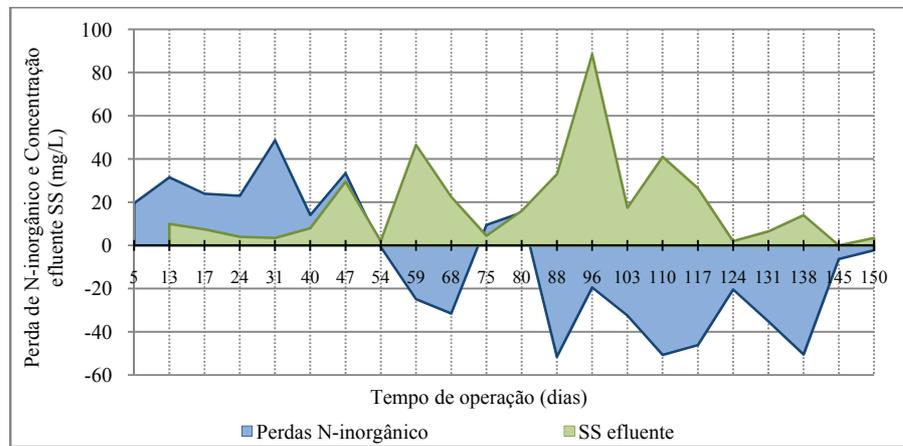


Figura 34. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS1.

Analisando-se primeiramente a série temporal das perdas apresentada na figura 34, observa-se que até o dia 54 de operação as perdas de N-inorgânico foram positivas, ou seja, as concentrações efluentes de $\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ foram menores do que as afluentes. Este fato deveu-se ao tempo de operação do reator, pois no período dos primeiros 50 dias os processos predominantes foram as reações de síntese para formação de biomassa no sistema, e conseqüentemente, uma maior quantidade de nutrientes foi utilizada não nos processos oxidativos, mas sim na síntese celular. Este fenômeno foi também descrito por Gálvez et al., 2003.

² O processo de desprendimento de biofilme no BAS1 encontra-se detalhado no item 5.1.2.2.

Com o fim do período de formação e “estabilização” de biomassa no reator, ressalta-se que as perdas passaram a ser negativas.

Visualizando-se ainda a figura 34, os picos de perdas negativas iniciados a partir do dia 54 de operação foram coincidentes com os picos de desprendimento de biomassa (SS) do BAS1. Este fato pode ser entendido como consequência de dois fenômenos. O primeiro é o aumento da concentração de N-amoniaco do meio proveniente da amonificação do nitrogênio das células que formam o biofilme que foi desprendido. Este N-amoniaco entra no ciclo da nitrificação estabelecida no reator sendo transformado em nitrato. O segundo fenômeno decorrente do desprendimento de biofilme diz respeito à elevação da transferência de oxigênio para o biofilme autotrófico. De acordo com Elenter et al. (2007), em reatores onde há a presença concomitante de bactérias heterotróficas e autotróficas, a formação do biofilme ocorre normalmente com o estabelecimento do filme autotrófico nas camadas mais internas e do filme heterotrófico sobre estas camadas, sendo assim, a taxa de nitrificação passa a ter como fator limitante a transferência de oxigênio. Com o desprendimento de biofilme, sendo este das camadas mais externas, a elevação das taxas de transferência de oxigênio para o biofilme autotrófico eleva as taxas de nitrificação, aumentando consequentemente a concentração de nitratos no efluente.

Pode-se concluir, então, que o desprendimento natural de biofilme ocorrido no BAS 1 foi favorável para elevação da taxa de nitrificação. Observa-se que este é um dos objetivos da realização de retro-lavagens e descartes de lodo em reatores com biomassa aderida, no entanto, o desprendimento forçado de biofilme quando não é bem controlado pode causar o arraste também das bactérias nitrificantes, prejudicando o funcionamento do sistema.

A figura 35 apresenta a série temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e nitrogênio oxidado (N-NO_2^- e N-NO_3^-) e amoniacal efluente ao BAS2.

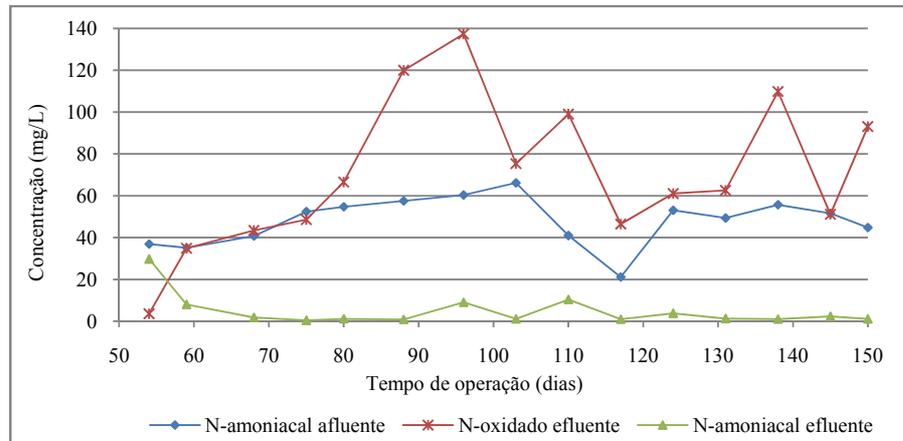


Figura 35. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados no BAS2.

O BAS 2 apresentou 89,6% de remoção média de amônia, com concentrações efluentes média, máxima e mínima de 4,8, 29,7 e 0,4 mg/L, respectivamente. Do percentual de 89,6% de amônia removida pode-se dizer que 100% foram nitrificados completamente, pois a concentração efluente média de nitrogênio oxidado (nitrito = 69,9 mg/L) foi maior do que a concentração média afluente de nitrogênio oxidável (amônia = 46,6 mg/L).

Pode-se notar pela figura 35 que com aproximadamente 10 dias a partir do início da operação do reator com $OD \geq 4$ mg/L, o que ocorreu no quinquagésimo dia, o BAS2 iniciou o processo de nitrificação que foi estável até o final da fase 1.

O balanço de massa do nitrogênio inorgânico no reator mostra que:

$$P = CE_{NH_4} + CE_{NO_2} + CE_{NO_3} - (CS_{NH_4} + CS_{NO_2} + CS_{NO_3}) \quad \text{Equação (12)}$$

$$\text{Perdas} = - 27,1 \text{ mg/L}$$

Ressalta-se que para o cálculo da perda média de nitrogênio inorgânico foram utilizados os dados de todo o período operacional – 150 dias.

Da mesma forma ocorrida no BAS1, o valor das perdas negativo deveu-se ao fato da concentração média efluente das formas de nitrogênio inorgânico (75,0 mg/L) ter sido maior do que a concentração média afluente ao biofiltro (47,9 mg/L).

O excesso de nitrato foi formado provavelmente a partir de frações de N-orgânico afluentes que foram transformadas em N-amoniacal.

A figura 36 apresenta a série temporal das perdas de nitrogênio inorgânico, juntamente com as concentrações de sólidos suspensos no efluente do BAS2.

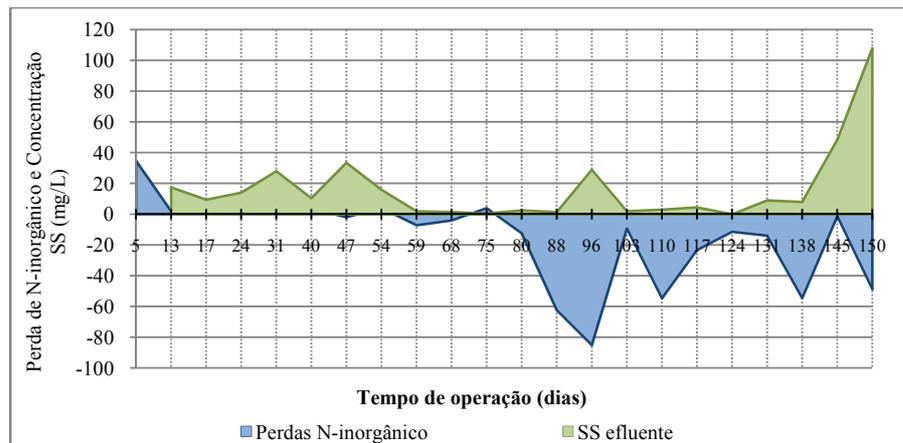


Figura 36. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS2.

Realizando-se a mesma análise feita para o BAS1, com relação à série temporal apresentada na figura 36, observa-se que inicialmente as perdas de N-inorgânico foram positivas, ou seja, as concentrações efluentes de $\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ foram menores do que as afluentes, em função do período de formação de biomassa no reator. Entretanto, comparando-se as figuras 34 e 36, constata-se que a utilização de N-inorgânico no período inicial no BAS2 foi menor do que no BAS1. A formação de biomassa no BAS2 foi menor em função da restrição de OD no período (0–50 dias).

Com o fim do período de formação inicial de biomassa no BAS2 as perdas passaram a ser negativas, mesmo comportamento observado no BAS1.

Nota-se pela figura 36, que os picos de perdas negativas foram também coincidentes com picos de desprendimento de biomassa (SS) do BAS2, mas ressalta-se que estas concentrações de sólidos liberadas foram bem menores do que no BAS1.

A elevação das perdas negativas com o desprendimento de biofilme pode ser entendida como consequência dos dois fenômenos detalhados anteriormente na avaliação do BAS1. O primeiro é o aumento da concentração de N-amoniaco do meio proveniente da amonificação do nitrogênio das células que formam o biofilme que foi desprendido, sendo transformado então em nitratos. E o segundo fenômeno é o da elevação da transferência de oxigênio para o biofilme autotrófico.

Comparando-se os dados da tabela 18 e as figuras 34 e 36, observa-se que a formação média de nitratos no BAS2 (70 mg/L) foi mais elevada do que no BAS1 (50 mg/L), enquanto os picos de liberação de SS foram mais elevados no BAS1. A restrição de OD nos primeiros dias de operação do BAS2 limitou a formação de biomassa, e como consequência o desprendimento de biofilme foi menor e a nitrificação mais elevada, em função da menor espessura do biofilme e consequentemente da menor limitação de transferência de oxigênio para as camadas autotróficas. Além deste fator, a maior área superficial do leito formado pelas cascas de ostras do BAS2 também pode ter auxiliado na melhor capacidade de nitrificação do mesmo.

Ressalta-se que durante a fase 1 de operação, apesar dos dois biofiltros terem alcançado percentuais médios de formação de nitrato distintos, sendo o BAS2 mais eficiente do que o BAS1, as remoções de N-amoniaco nos dois reatores não apresentaram diferença entre si, de acordo com a análise de variância.

A figura 37 apresenta um gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-amoniaco dos dois biofiltros.

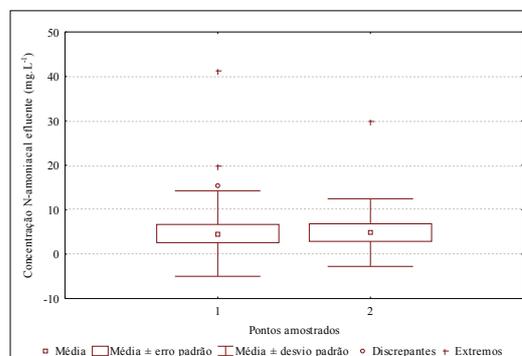


Figura 37. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-amoniaco no BAS1 (ponto 1) e BAS2 (ponto 2) na fase 1.

A tabela 20 apresenta os dados de balanço de nitrogênio total, orgânico e inorgânico nos BAS.

Tabela 20. Balanço de nitrogênio total nos biofiltros - fase 1.

Dados	Entrada BAS1 e BAS2			Saída BAS1			Saída BAS2		
	NT	N _{ORG}	N _{INORG}	NT	N _{ORG}	N _{INORG}	NT	N _{ORG}	N _{INORG}
Média (mg/L)	68,6	20,7	47,9	61,4	6,6	54,8	89,4	14,4	75,0
Máximo (mg/L)	163,0	95,9	67,1	203,4	122,7	109,9	177,2	30,9	146,4
Mínimo (mg/L)	49,8	0,6	24,1	17,8	0,5	1,8	49,7	0,0	33,3
DP	35,8	34,5	10,4	51,3	37,6	34,6	41,5	11,5	33,3

A figura 38 apresenta o balanço de nitrogênio total em percentual dos biofiltros.

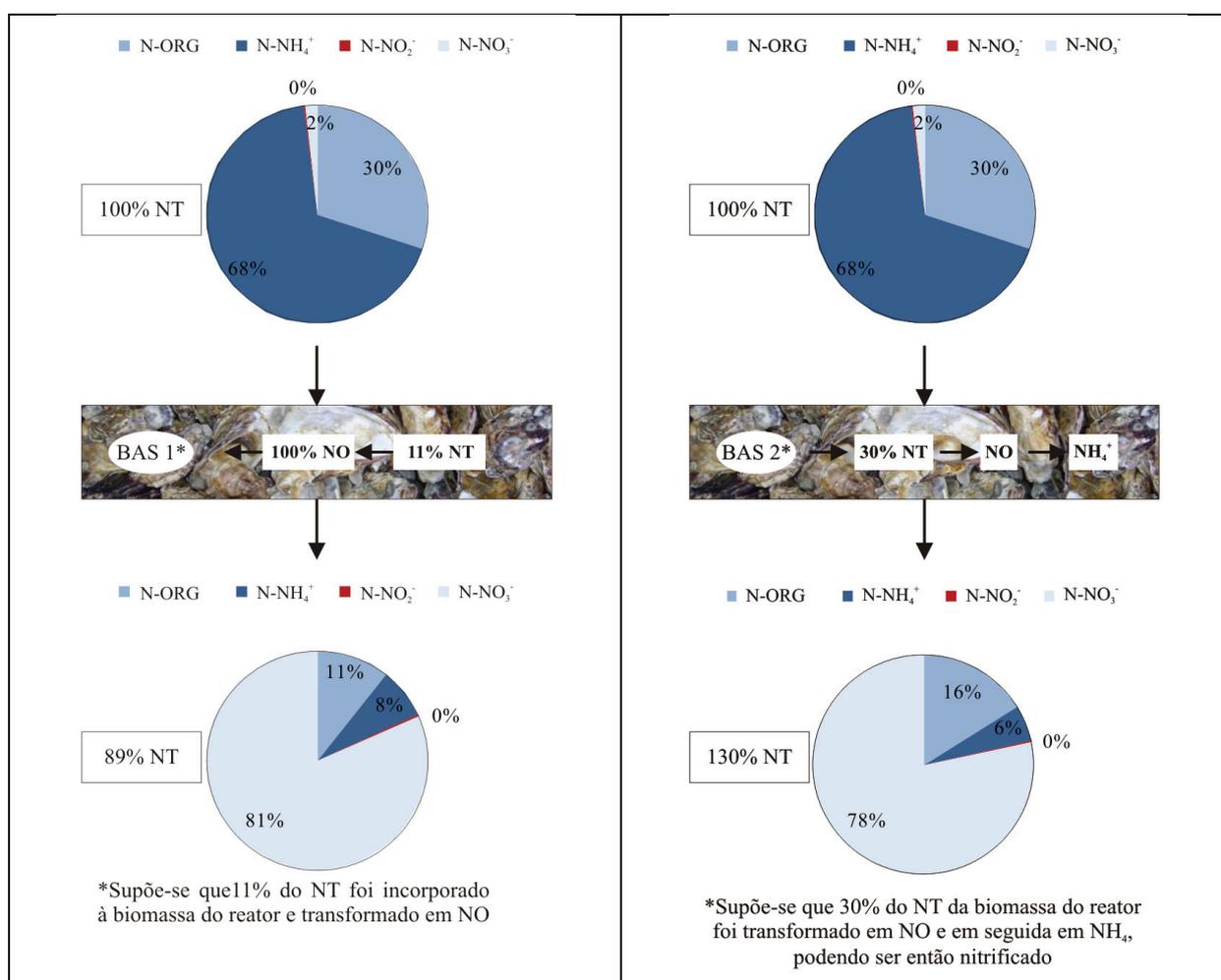


Figura 38. Balanço do nitrogênio total no BAS 1 e BAS 2.

O esgoto afluente aos biofiltros possuía em média 68% de N-amoniacoal, ou seja, passível de sofrer oxidação, e 2% de N-oxidado, representando 70% de N-inorgânico e 30% de N-orgânico. As concentrações médias de N-total, N-orgânico e N-inorgânico foram respectivamente 68,6, 20,7 e 47,9 mg/L.

O BAS1 produziu um efluente com 89% de N-inorgânico (81% de N-oxidado e 8% de N-amoniacoal) e 11% de N-orgânico, com concentrações médias de 54,8 e 6,6 mg/L respectivamente. A concentração de N-total afluente ao BAS foi de 68,6 mg/L, enquanto a concentração efluente foi de 61,4 mg/L. A diferença de concentração de 7,2 mg/L pode ser entendida como nitrogênio que foi incorporado à biomassa. Ressalta-se ainda que parte da diferença pode ser atribuída aos erros analíticos da realização das análises laboratoriais.

O BAS2 produziu um efluente com 84% de N-inorgânico (78% de N-oxidado e 6% de N-amoniacoal) e 16% de N-orgânico, com concentrações médias de 75,0 e 14,4 mg/L respectivamente. A concentração de N-total afluente ao BAS foi de 68,6 mg/L, enquanto a concentração efluente foi de 89,4 mg/L, ou em termos percentuais, 30% a mais. A diferença de concentração de 20,8 mg/L de N-total a mais no efluente pode ser entendida como nitrogênio incorporado à biomassa que foi liberado para o meio, saindo no efluente nas formas inorgânicas de nitrogênio. Ressalta-se ainda que parte da diferença pode ser atribuída aos erros analíticos da realização das análises laboratoriais.

5.2.2 Fase 2

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes aos compostos nitrogenados inorgânicos, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$, da entrada e saída dos biofiltros estão demonstrados na tabela 21.

Tabela 21. Comportamento dos compostos nitrogenados inorgânicos nos biofiltros - fase 2.

Dados	Entrada			Saída BAS1			Saída BAS2		
	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Média (mg/L)	32,2	0,1	0,7	0,7	0,1	51,8	2,5	0,2	43,0
Máximo (mg/L)	51,5	0,6	8,2	1,3	0,2	91,9	10,5	0,5	87,7
Mínimo (mg/L)	10,5	0,0	0,0	0,2	0,0	2,5	0,3	0,0	18,0
DP	12,0	0,2	1,9	0,3	0,1	21,5	3,3	0,2	17,0
N	19	19	19	19	19	19	19	19	19

Foram realizadas análises estatísticas de variância entre os dados do BAS1 e BAS2, e os resultados obtidos confirmaram que existem diferenças significativas entre os dados de saída em termos de concentração de N-nitrato ($p > 0,05$), no entanto, da mesma forma que na fase 1 os dados efluentes de N-amoniacoal não apresentaram diferença estatística ($p < 0,05$).

A tabela 22 apresenta os resultados encontrados na análise de variância. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal, com exceção dos dados de concentração efluente de N-amoniacoal do BAS 2, que tiveram que ser normalizados, apresentando uma distribuição logarítmica.

Tabela 22. Análise de variância entre os dados de concentração de saída de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ do BAS1 e 2 – fase 2.

Dados	N-amoniacoal – BAS1 x BAS2	N-nitrato - BAS1 x BAS2
Valores de “p”	0,015	0,090

A figura 39 apresenta a série temporal das concentrações de nitrogênio amoniacoal afluente e nitrogênio oxidado (N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻) e amoniacoal efluentes ao BAS1.

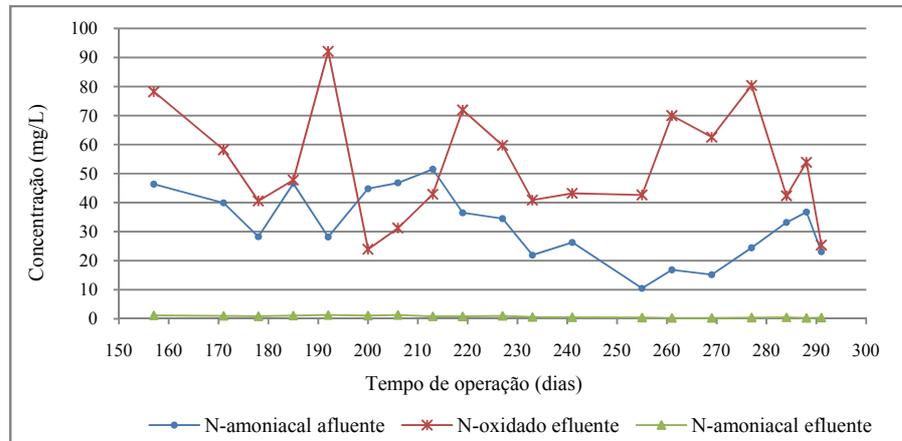


Figura 39. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados no BAS1 – Fase 2.

O BAS1 durante a fase 2 obteve uma remoção média de N-amoniaco de 98%, com concentrações efluentes média, máxima e mínima de 0,7, 1,3 e 0,2 mg/L, respectivamente. Durante todo o período de duração da fase 2 a remoção de amônia foi bastante estável e eficiente. Do percentual de 98% de amônia removida pode-se considerar que 100% sofreram o processo de nitrificação completa, pois a concentração efluente de nitratos (51,8 mg/L) foi maior do que a concentração afluente de amônia (32,2 mg/L).

O balanço de massa do nitrogênio inorgânico no reator mostra que:

$$P = CE_{NH_4} + CE_{NO_2} + CE_{NO_3} - (CS_{NH_4} + CS_{NO_2} + CS_{NO_3}) \quad \text{Equação (12)}$$

$$\text{Perdas} = -19,6 \text{ mg/L}$$

Na fase 2 durante quase todo o período as perdas de N-inorgânico foram negativas, com uma média de -19,6 mg/L, indicando que a média de nitrogênio oxidado efluente foi maior do que o nitrogênio oxidável (amônia) afluente.

A figura 40 apresenta a série temporal de perdas de N-inorgânico juntamente com a liberação de SS no efluente.

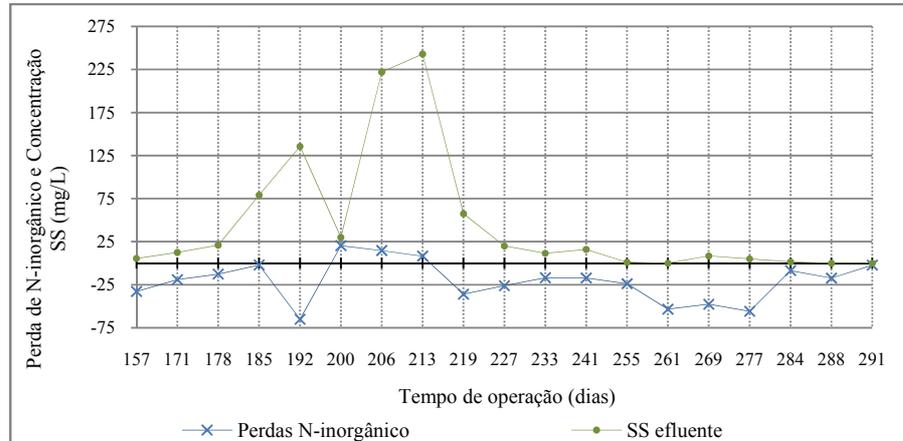


Figura 40. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS1 – fase2.

Durante os 150 dias de operação da fase 2 as perdas foram negativas, com exceção do período entre os dias 200 e 213, onde foram positivas. Este período foi coincidente com um evento de elevado desprendimento de biomassa, onde a concentração de SS efluente atingiu 243 mg/L. Diferentemente das conseqüências relatadas anteriormente, onde o desprendimento de biofilme foi associado com o aumento da formação de nitratos e com os picos de perdas negativas, como ocorrido também no dia 192 de amostragem (figura 40), o desprendimento de biofilme nesta ocasião foi excessivo, ocasionando perda de biomassa autotrófica e heterotrófica. Em função desta perda excessiva o nitrogênio foi teoricamente mais utilizado nas reações de síntese e menos nas de oxidação, da mesma forma como ocorreu no “*start up*” do sistema. O dado anterior ao desprendimento de biofilme apresentou a formação de 92 mg/L de nitrato, caindo para 24 mg/L na primeira amostragem após o episódio.

Nenhum outro parâmetro de campo ou analítico monitorado pôde ser relacionado com a queda na formação de nitratos entre os dias 200 e 213 a não ser o desprendimento excessivo de biofilme. E ainda, nenhuma alteração operacional ou do efluente ocasionou o desprendimento do mesmo, somente sua elevada espessura, que apesar de não ter sido monitorada, teoricamente foi o fator determinante que ocasionou o desprendimento.

A figura 41 apresenta a série temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e nitrogênio oxidado (N-NO_2^- e N-NO_3^-) e amoniacal efluentes ao BAS2.

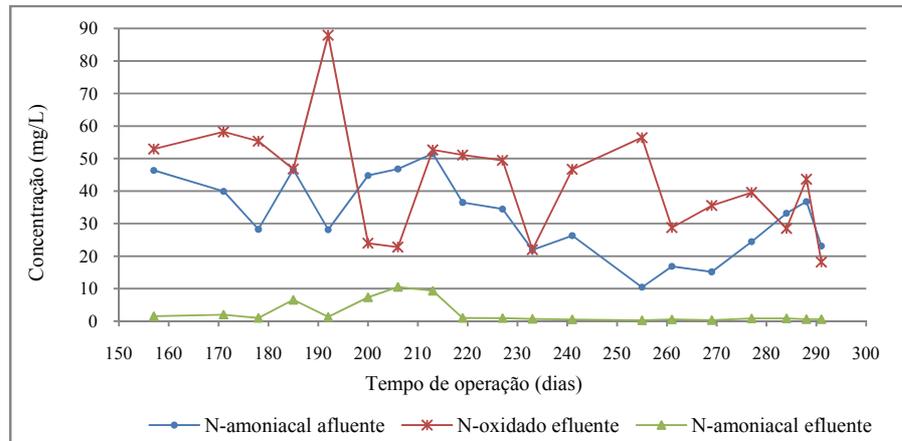


Figura 41. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados no BAS1 – Fase 2.

O BAS2 apresentou uma remoção média de N-amoniaco de 92%, produzindo um efluente com concentrações média, máxima e mínima de 2,5, 10,5 e 0,3 mg/L, respectivamente. Durante a maior parte do período de operação a concentração média efluente de amônia esteve próxima a 0 mg/L, com exceção do período entre os dias 180 e 220 onde as concentrações oscilaram, mas mesmo assim não ultrapassaram 10 mg/L.

Com relação à nitrificação no BAS2, do percentual de 92% de N-amoniaco removido pode-se dizer que 100% foram oxidados, tendo em vista que a concentração média de nitrato efluente (43,0 mg/L) foi maior do que a concentração de amônia afluente (32,2 mg/L).

O balanço de massa do nitrogênio inorgânico no reator mostra que:

$$P = CE_{NH_4} + CE_{NO_2} + CE_{NO_3} - (CS_{NH_4} + CS_{NO_2} + CS_{NO_3}) \quad \text{Equação (12)}$$

$$\text{Perdas} = -12,7 \text{ mg/L}$$

Da mesma forma ocorrida no BAS1, as perdas de N-inorgânico foram negativas durante quase todo período de operação do BAS2, com uma média de -12,7 mg/L.

A figura 42 apresenta a série temporal das perdas, juntamente com a liberação de SS no efluente pelo desprendimento de biofilme do BAS2.

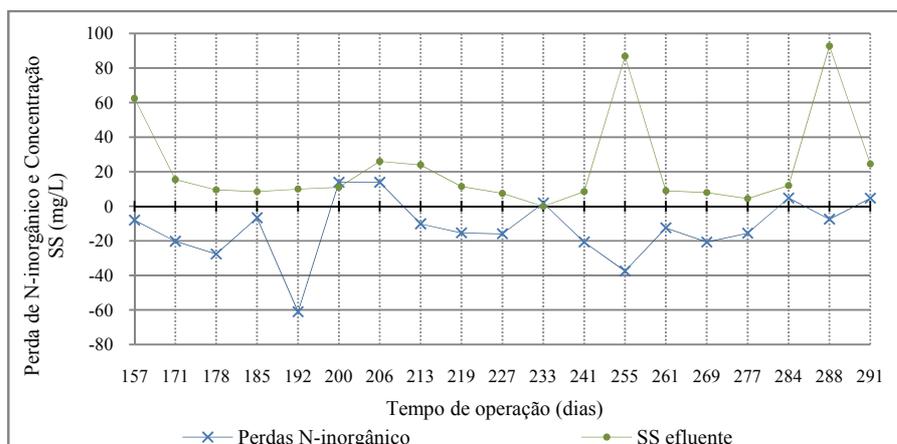


Figura 42. Série temporal das perdas de N-inorgânico e concentrações efluentes de SS no BAS2 – fase 2.

Durante os 150 dias de operação da fase 2 as perdas foram negativas, com exceção do período entre os dias 200 e 206, onde foram positivas ($\approx 14,0$ mg/L) e das amostragens dos dias 233, 284 e 291, onde foram bem próximas de zero. Estas oscilações entre perdas negativas e positivas, sendo estas últimas não elevadas permanecendo próximas de zero, podem ser consideradas parte da dinâmica do metabolismo dos organismos, que realizam concomitantemente reações de síntese e oxidação, salvas as diferentes proporções.

Durante a fase 2 de operação, apesar de aparentemente o BAS1 ter alcançado melhor eficiência na remoção de N-amoniacoal (98% produzindo um efluente com concentração média de 0,7 mg/L) quando comparado ao BAS2 (92% remoção e efluente com 2,5 mg/L), a análise estatística de variância indicou que os dados podem ser considerados iguais.

A tabela 23 apresenta os dados de balanço de nitrogênio total, orgânico e inorgânico, nos BAS.

Tabela 23. Balanço de nitrogênio total nos biofiltros - fase 2.

Dados	Entrada BAS1 e BAS2			Saída BAS1			Saída BAS2		
	NT	N _{ORG}	N _{INORG}	NT	N _{ORG}	N _{INORG}	NT	N _{ORG}	N _{INORG}
Média (mg/L)	36,9	3,9	33,0	67,1	13,3	53,8	49,1	3,4	45,7
Máximo (mg/L)	75,8	33,2	51,8	112,6	68,9	93,4	65,0	13,7	89,3
Mínimo (mg/L)	18,0	0,3	15,2	33,4	0,1	24,9	25,0	0,3	18,8
DP	19,9	12,4	11,1	25,6	21,8	19,1	12,6	4,4	16,8

A figura 43 apresenta o balanço de nitrogênio total em percentual dos biofiltros.

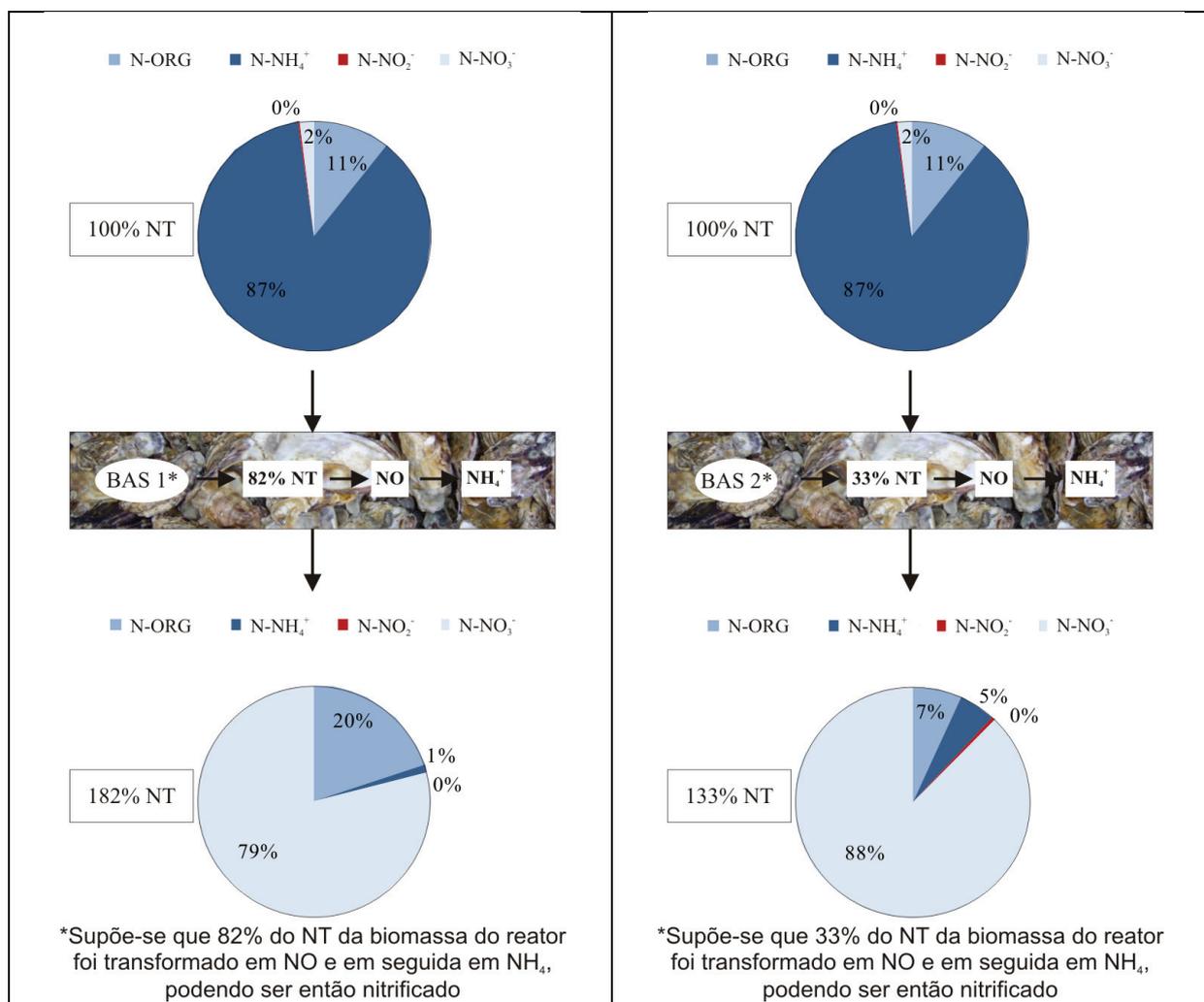


Figura 43. Balanço do nitrogênio total no BAS 1 e BAS 2 – fase 2.

Observa-se pela figura 43 e tabela 23 que o esgoto afluente aos biofiltros na fase 2 apresentou em média 87% de N-amoniacoal e 2% de N-oxidado, representando 89% de N-inorgânico e 11% de N-orgânico. As concentrações médias de N-total, N-orgânico e N-inorgânico foram respectivamente 36,9, 3,9 e 33,0 mg/L.

O BAS1 produziu um efluente com 80% de N-inorgânico (79% de N-oxidado e 1% de N-amoniacoal) e 20% de N-orgânico, com concentrações médias de 53,8 e 13,3 mg/L respectivamente. A concentração de N-total afluente ao BAS foi de 36,9 mg/L, enquanto a concentração efluente foi de 67,1 mg/L, ou em termos percentuais, 82% a mais. A diferença de concentração de 30,2 mg/L de N-total a mais no efluente pode ser entendida como nitrogênio

incorporado à biomassa, durante as fases 1 e 2, que foi liberado para o meio saindo no efluente majoritariamente nas formas inorgânicas. Ressalta-se ainda que parte da diferença pode ser atribuída aos erros analíticos das análises laboratoriais.

O BAS2 produziu um efluente com 93% de N-inorgânico (88% de N-oxidado e 5% de N-amoniaco) e 7% de N-orgânico, com concentrações médias de 45,7 e 3,4 mg/L, respectivamente. Sabendo-se que a concentração de N-total afluente ao BAS foi de 36,9 mg/L e a concentração efluente de 49,1 mg/L, pode-se concluir que em termos percentuais o reator produziu um efluente com 33% a mais de nitrogênio, quando comparado ao afluente. A diferença de concentração de 12,2 mg/L de N-total a mais no efluente, da mesma forma que no BAS1, pode ser entendida como nitrogênio incorporado à biomassa que foi liberado para o meio durante todo o período de operação, saindo no efluente principalmente nas formas inorgânicas. Ressalta-se ainda que parte da diferença pode ser atribuída aos erros analíticos das análises laboratoriais.

5.2.3 Avaliação comparativa dos dados e análise de variância entre as fases 1 e 2

Os resultados obtidos na remoção de nitrogênio e nitrificação nos dois biofiltros, nas fases 1 e 2, bem como as principais características de cada fase operacional estão resumidos na tabela 24.

Tabela 24. Resumo dos resultados da remoção de nitrogênio e nitrificação nos biofiltros, e principais características operacionais das fases 1 e 2.

Reator	Fase	TDH (h)	C:N ¹	TAS (m ³ /m ² .d)	CV (gN-NH ₄ ⁺ /m ³ .d)	N-NH ₄ ⁺ afluente (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ efluente (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ efluente (mg/L)	Remoção N-NH ₄ ⁺ (%)	Nitrificação completa (%)
BAS 1	1	15	5,0	2,6	74	46,6 ± 10,5	4,6 ± 9,6	50,0 ± 36,8	90,1	100
	2	7,5	3,7	5,2	102	32,2 ± 11,9	0,7 ± 0,4	53,0 ± 19,1	98,0	100
BAS 2	1	15	5,0	2,6	74	46,6 ± 10,5	4,8 ± 7,6	69,9 ± 35,8	89,6	100
	2	7,5	3,7	5,2	102	32,2 ± 11,9	2,5 ± 3,3	42,9 ± 17,0	92,0	100

1 – Observação: a relação C:N apresentada foi calculada em termos de DQO e N-NH₄⁺.

A tabela 25 apresenta os dados da análise de variância entre os conjuntos de dados coletados nas fases 1 e 2, em termos de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ efluentes aos biofiltros. Observa-se que os dados de concentração efluente de N-NO₃⁻ submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal, ao passo que os dados de N-NH₄⁺ tiveram que ser previamente normalizados.

Tabela 25. Análise de variância entre os dados de concentração efluente de N-NH_4^+ e N-NO_3^- nos biofiltros - fases 1 e 2.

Dados	BAS1 - fase 1x2		BAS2 - fase 1x2	
	N-NH_4^+	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_3^-
Valores de “p”	0,080	0,754	0,157	0,007

Os valores de $p > 0,05$ significam que há diferença entre as séries de dados, assim pode-se afirmar que os dados médios obtidos são diferentes: nas fases 1 e 2 do BAS1 em termos de remoção de N-NH_4^+ e formação de N-NO_3^- , e nas fases 1 e 2 do BAS2 em termos de remoção de N-NH_4^+ . Os dados efluentes de formação de N-NO_3^- do BAS2 nas fases 1 e 2 foram considerados iguais, ou sem diferença estatística ($p < 0,05$).

As figuras 44 e 45 apresentam, respectivamente, dois gráficos *box plot* das concentrações efluentes de N-NH_4^+ e N-NO_3^- do BAS 1, nas duas fases operacionais. A figura 46 apresenta as concentrações efluentes de N-NH_4^+ do BAS 1 na fase 2 em escala diferente.

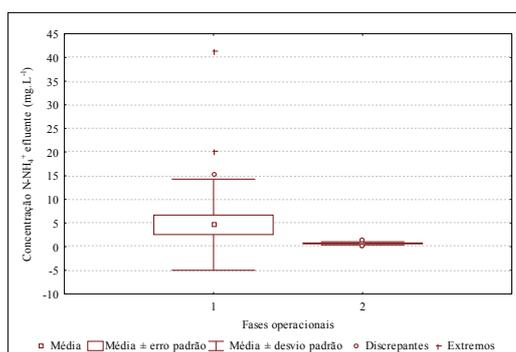


Figura 44. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-NH_4^+ no BAS1 nas fases 1 e 2.

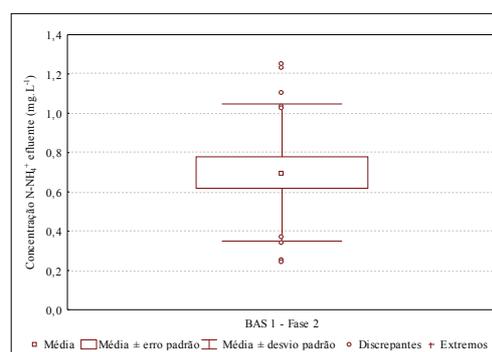


Figura 45. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-NH_4^+ no BAS1 na fase 2.

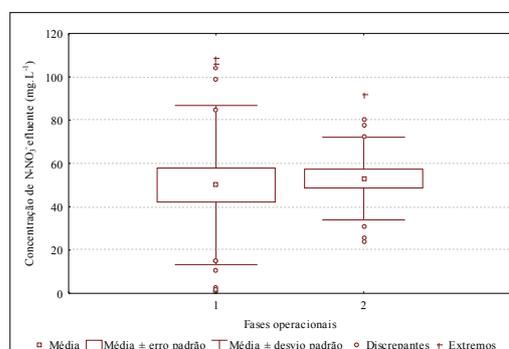


Figura 46. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-NO_3^- no BAS1 nas fases 1 e 2.

As figuras 47 e 48 apresentam, respectivamente, dois gráficos *box plot* das concentrações efluentes de N-NH_4^+ e N-NO_3^- do BAS 2, nas duas fases operacionais.

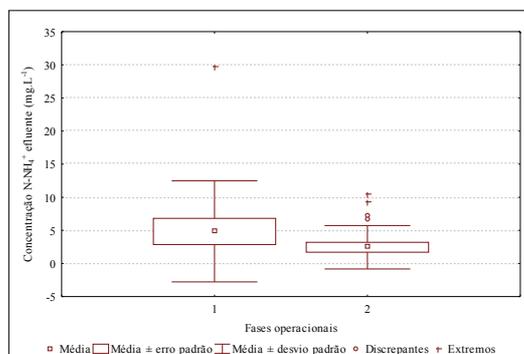


Figura 47. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-NH_4^+ no BAS2 nas fases 1 e 2.

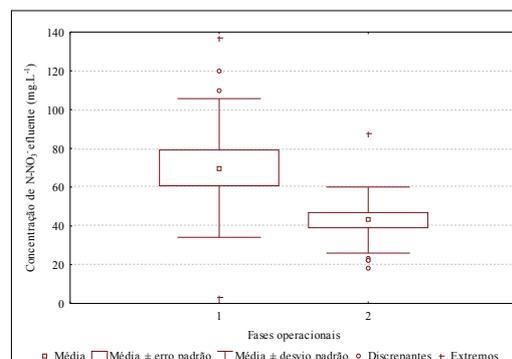


Figura 48. Gráfico *box plot* das concentrações efluentes de N-NO_3^- no BAS2 nas fases 1 e 2.

Ambos os biofiltros foram mais eficientes na remoção de nitrogênio amoniacal na fase 2 do que na fase 1 de operação.

O BAS1 foi mais eficiente com 98% de remoção de N-NH_4^+ na fase 2 e concentração efluente média de $0,7 \pm 0,4$ mg/L, sendo que na fase 1 a eficiência média alcançada foi de 90% produzindo um efluente com $4,6 \pm 9,6$ mg/L.

O BAS2 foi mais eficiente na fase 2 com 92% de remoção de N-NH_4^+ e concentração efluente média de $2,5 \pm 3,3$ mg/L, tendo alcançado na fase 1 a eficiência média de 89,7% produzindo um efluente com $4,8 \pm 7,6$ mg/L.

Todos os parâmetros operacionais foram teoricamente mais limitantes na fase 2, a carga volumétrica de amônia aplicada e as taxas hidráulicas foram mais elevadas do que na fase 1 e o tempo de detenção hidráulica foi menor, com exceção da relação C:N (DQO: N-NH_4^+) que foi mais favorável às bactérias nitrificantes na fase 2 (3,7) do que na fase 1 (5,0).

Em resumo, as condições operacionais aplicadas na fase 2 de operação do sistema proporcionaram melhores eficiências na remoção do nitrogênio amoniacal, em ambos os biofiltros. Some-se a isto, pode-se concluir que podem ser aplicadas maiores taxas hidráulicas e

cargas volumétricas e menores tempos de detenção hidráulica nos reatores, desde que a relação C:N seja diminuída. Ressalta-se então, a importância do pré-tratamento eficiente ao reator terciário para que quantidades suficientes de carga orgânica sejam previamente removidas, promovendo a prevalência das bactérias autotróficas sobre as heterotróficas no mesmo.

Este fato pode justificar também, além dos fatores elencados no item 5.1.3, a melhor eficiência de remoção de carga orgânica em termos de DQO e SS na fase 1, onde teoricamente as bactérias heterotróficas prevaleceram em maior concentração do que na fase 2, em função da relação C:N mais elevada.

Vale ressaltar ainda que, apesar da maior eficiência de remoção de N-amoniaco na fase 2, as duas fases operacionais apresentaram resultados que podem ser considerados muito satisfatórios, principalmente em termos de estabilidade, o que foi proporcionado pelo tamponamento natural promovido pelas cascas de ostras no sistema, mantendo as condições de neutralidade do meio em termos de pH e alcalinidade.

O padrão de lançamento de efluentes em corpos d'água da Resolução CONAMA 357/2005 preconiza 20 mg/L de nitrogênio amoniacal nos efluentes tratados. Comparando-se os resultados obtidos nas duas fases, em termos de concentração efluente de N-NH_4^+ , todos os valores médios dos dois biofiltros (tabela 24) encontram-se abaixo do máximo permitido.

Morgan-Sagastume e Noyola (2008) operaram um biofiltro aerado submerso com características e resultados semelhantes aos reatores pesquisados neste trabalho. O TDH médio foi de 6 horas, e outra característica semelhante diz respeito à utilização de um meio suporte não inerte para o fornecimento de alcalinidade ao sistema, no caso escória vulcânica. As cargas volumétricas de amônia aplicadas foram em média $60 \pm 20 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^3\cdot\text{d}$, sendo alcançadas eficiências de até 90% de remoção quando as cargas orgânicas em termos de DQO foram inferiores a $1700 \text{ gDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$. O sistema foi operado sem retro-lavagens, como o sistema aqui estudado, pois do ponto de vista dos autores em reatores que visem a nitrificação e possuam um leito filtrante com um elevado número de vazios, deve-se proceder de forma que as bactérias nitrificantes possuam

estabilidade, sendo a adoção de unidades de tratamento complementar a melhor forma para eliminação dos SS em excesso.

Xie et al. (2004) realizaram um experimento em escala real para o tratamento dos esgotos de uma residência com sete pessoas, e instalaram um BAS com 571L e leito de espuma de poliestireno. Com a aplicação de uma carga de 160 g NT/m³.d e uma relação C:N de 4,7, a remoção de N-amoniacoal foi de 86%.

Carvalho Júnior e Povinelli (2005) conduziram uma pesquisa com a operação de um sistema composto por um RAC (11000L) + BAS (760L) de fluxo ascendente, preenchido com espuma de poliuretano. A pesquisa foi conduzida em duas fases, e na fase 2 foi alcançada a remoção de 58% de N-amoniacoal no BAS, com uma COV e TDH respectivamente de 280 gDBO/m³.d e 12 horas. Observa-se que neste experimento, as retro-lavagens do leito foram diminuídas para obtenção de atividade nitrificante no reator.

5.2.4 Avaliação da capacidade de tamponamento dos biofiltros

A tabela 26 apresenta os resultados dos parâmetros alcalinidade total e potencial hidrogeniônico na entrada e saída do BAS1 e BAS2 nas fases 1 e 2 de operação do sistema.

Tabela 26. Resultados da alcalinidade total e potencial hidrogeniônico na entrada e saída do BAS1 e 2 – fases 1 e 2.

	Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)			Potencial hidrogeniônico		
	Entrada	Saída BAS 1	Saída BAS 2	Entrada	Saída BAS 1	Saída BAS 2
FASE 1						
Média	277,0	76,6	87,5	7,2	7,5	7,3
Máximo	377,4	238,8	205,2	7,7	8,1	7,6
Mínimo	56,8	44,6	33,6	7,2	6,6	6,7
DP	67,5	41,4	41,5	0,2	0,3	0,2
N	22	22	15	22	22	15
FASE 2						
Média	283,8	100,5	116,4	7,3	7,5	7,4
Máximo	690,2	187,2	235,6	7,7	8,1	8,2
Mínimo	159,0	65,6	54,8	6,5	6,4	7,1
DP	144,8	39,6	52,7	0,3	0,3	0,2
N	19	19	19	19	19	19

As figuras 49 e 50 apresentam a concentração de alcalinidade efluente aos biofiltros 1 e 2, respectivamente, em função do tempo total de operação do experimento.

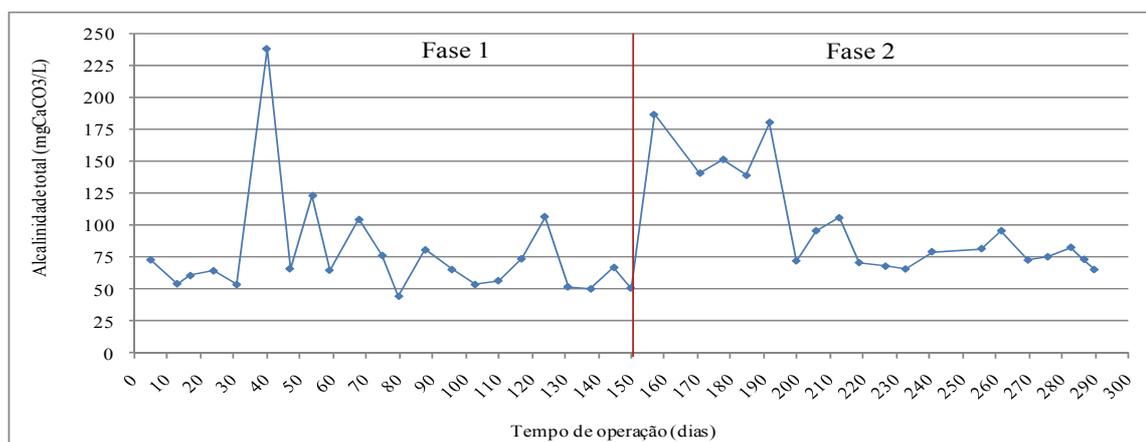


Figura 49. Série temporal das concentrações de alcalinidade total no BAS 1 – fases 1 e 2.

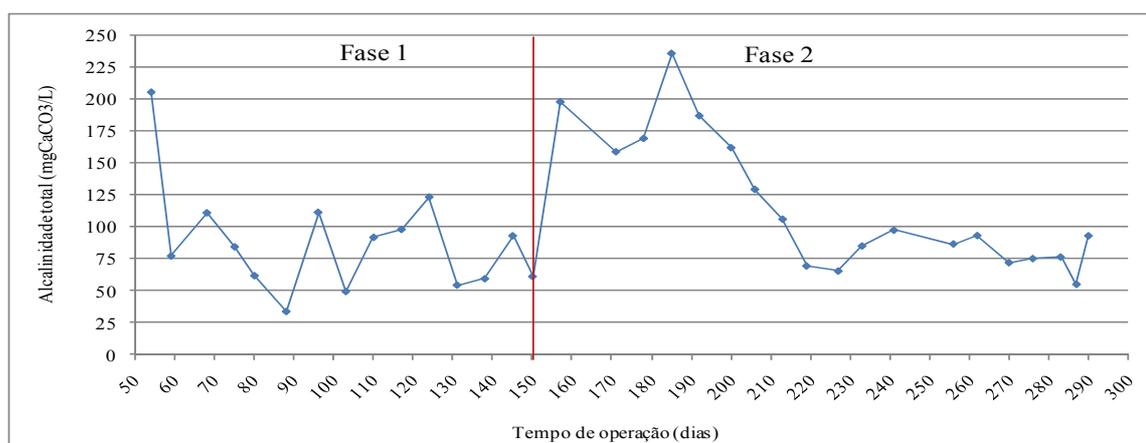


Figura 50. Série temporal das concentrações de alcalinidade total no BAS 2 – fases 1 e 2.

As figuras 51 e 52 apresentam o potencial hidrogeniônico efluente aos biofiltros 1 e 2, respectivamente, em função do tempo total de operação do experimento.

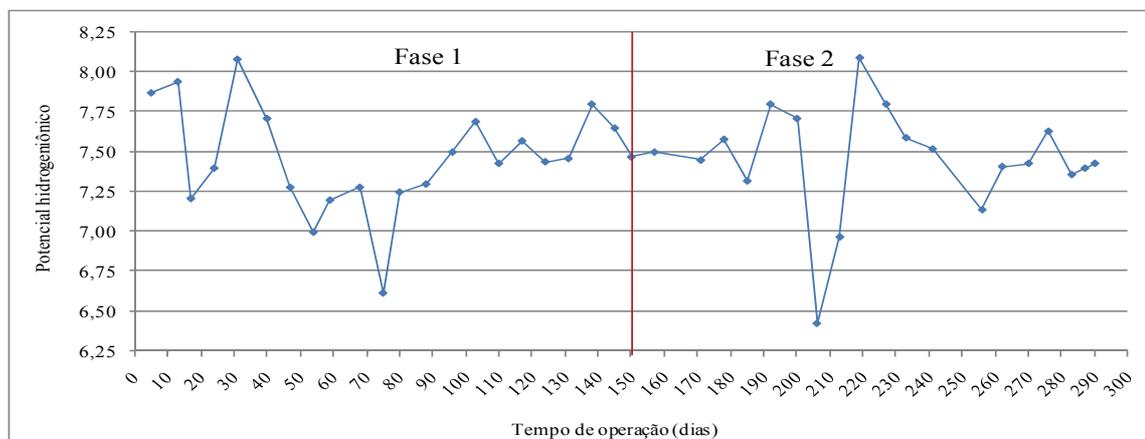


Figura 51. Série temporal dos dados de potencial hidrogeniônico no BAS 1 – fases 1 e 2.

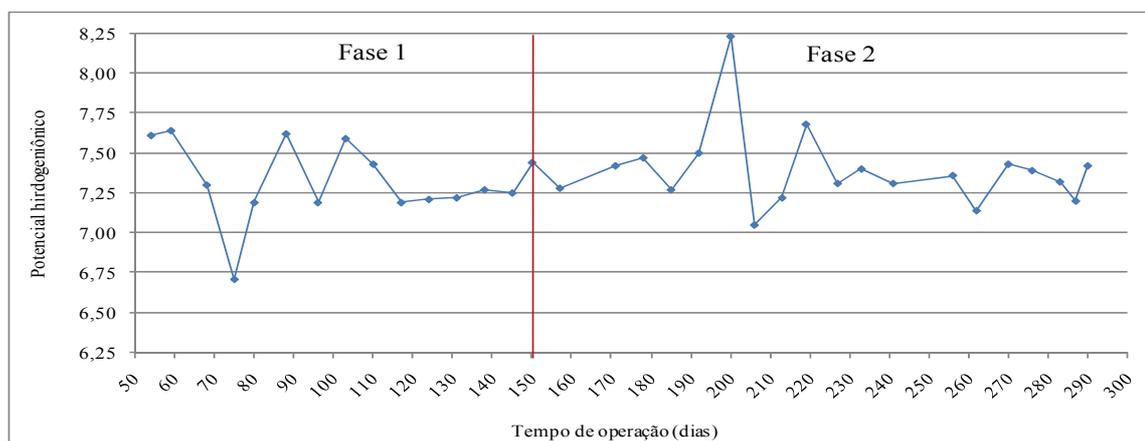


Figura 52. Série temporal dos dados de potencial hidrogeniônico no BAS 2 – fases 1 e 2.

Como pode ser observado pela tabela 25 e figuras 49, 50, 51 e 52, ambos os biofiltros mantiveram uma ótima capacidade de tamponamento durante todo o período de operação do experimento, mesmo com uma intensa atividade nitrificante nos reatores.

Este fato deve-se ao material utilizado como meio suporte - as cascas de ostras, que além de realizarem a função de suporte para aderência de biofilme, atuaram no fornecimento de alcalinidade ao sistema.

O BAS 1 durante a fase 1 apresentou um pH médio de 7,5, com máximo e mínimo de 8,1 e 6,6, respectivamente. E acrescenta-se que o valor mínimo de 6,6 foi obtido na única amostra que

apresentou pH menor do que 7,0. Do mesmo modo, o BAS 2 apresentou um pH médio de 7,3, com máximo de 7,6 e mínimo de 6,7, sendo que este último foi também o único valor abaixo de 7,0.

Na fase 2 o comportamento do pH de ambos os biofiltros foi semelhante à fase 1. O BAS1 apresentou um pH médio de 7,5, com máximo e mínimo de 8,1 e 6,4, respectivamente. E o BAS2 um pH médio, máximo e mínimo de 7,4, 8,2 e 7,1, respectivamente.

Com relação ao comportamento da alcalinidade total, na fase 1 as concentrações média, máxima e mínima efluentes ao BAS 1 foram respectivamente, 76,6, 238,8 e 44,6 mg/L, sendo que a concentração máxima de 238,8 mg/L foi obtida no início da operação num evento onde a nitrificação foi interrompida, com a liberação de 41,3 mg/L de amônia e 1,8 mg/L de nitrato no efluente. O BAS 2 apresentou uma concentração de alcalinidade média de 87,5 mg/L, com máxima e mínima de 205,2 e 33,6 mg/L.

Estequiometricamente, cada 1 mol de amônia oxidada (18.000 mg) promove o “consumo” de 1 mol de carbonato (100.000 mg), ou seja, a cada 1 mg de amônia oxidada a nitrato 5,56 mg de carbonato são “consumidos”.

Se considerarmos que na fase 1 foram formados em média 48,8 mg/L de nitratos no BAS1 (N-NO_3^- efluente - N-NO_3^- afluente), de acordo com a relação estequiométrica apresentada, 271,3 mg/L de carbonato foram consumidos neste processo.

Se no afluente ao BAS1 a alcalinidade média foi de 277,0 mg/L, e desta 271,3 mg/L foram consumidos no processo de nitrificação, conclui-se que o efluente do reator deveria apresentar a alcalinidade igual a 5,7 mg/L, todavia a alcalinidade efluente foi em média 76,6 mg/L. Portanto, pode-se assumir que as cascas de ostras forneceram uma média de 70,9 mg/L de carbonato de cálcio ao sistema.

Repetindo-se este mesmo raciocínio para o BAS2 na fase 1 e para o BAS1 e 2 na fase 2, tem-se que as cascas de ostras forneceram respectivamente 181,7, 107,6 e 67,8 mg/L de carbonato de cálcio para o tamponamento do sistema frente às reações de oxidação com a liberação de íons H^+ . Este fato foi primordial para o ótimo resultado obtido nos biofiltros na nitrificação dos efluentes, ressaltando-se que o fornecimento de alcalinidade ao sistema permitiu que o pH nos reatores se mantivesse estável com valores, na maior parte do tempo, entre 7 e 8.

Outra questão importante que pode ser destacada foi a não formação de espuma nos biofiltros, pois o efluente apresentou dureza proveniente do carbonato suficiente para evitar sua formação.

Hoffmann et al. (2005) obtiveram bons resultados com a utilização das cascas de ostras para estabilização de processos aeróbios de tratamento de esgotos com baixa alcalinidade, no caso, os autores utilizaram uma porção de cascas no interior do tanque de tratamento primário de seu sistema, e somente os efluentes, já com sua alcalinidade elevada seguiam para o reator aeróbio.

Sengupta et al. (2006) utilizaram cascas de ostras como material de enchimento de um bioreator para desnitrificação autotrófica de esgotos domésticos, também com a finalidade de aumentar a alcalinidade dos efluentes que era consumida no processo.

Outros autores vêm pesquisando materiais suporte alternativos que tenham a capacidade de promover o tamponamento de sistemas que visem a nitrificação de efluentes. Morgan-Sagastume e Noyola (2008) testaram a escória vulcânica; Han et al. (2009) operaram um biofiltro aerado com um material suporte fabricado para este fim (em escala somente exploratória), composto por lodo de esgoto desaguado + argila + cinza leve; e Yu et al. (2008) utilizaram grãos de escória de alto forno. Todos os autores citados atingiram bons resultados no tamponamento de seus reatores, promovendo uma nitrificação mais estável. Ressalta-se ainda que todos estes materiais que interagem com o meio líquido fornecendo alcalinidade caracterizam-se como não-inertes, assim, os primeiros autores citados acima (Morgan-Sagastume e Noyola, 2008) relatam e alertam para a degradação do material e a liberação de partículas no efluente tratado que podem aumentar a concentração de SS, como também observado nesse trabalho e discutido no item 5.1.2.2.

5.3 DESNITRIFICAÇÃO NO TANQUE ANÓXICO

5.3.1 Fase A

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais para avaliação do processo de desnitrificação no tanque anóxico estão demonstrados na tabela 27.

Tabela 27. Comportamento dos compostos nitrogênio nitrato e DQOt na entrada e saída do TA - fase A.

Dados	Unidade	DQO Esgoto bruto	N-NO ₃ ⁻ Saída TR	DQO Entrada TA	N-NO ₃ ⁻ Entrada TA	N-NO ₃ ⁻ Saída TA	Relação C:N
Média	mg/L	540,0	66,9	275,95	33,7	3,9	10,0
Máximo	mg/L	915,5	130,7	469,95	65,7	32,7	22,8
Mínimo	mg/L	280,5	25,5	154,15	12,9	0,0	3,5
DP	-	183,1	27,8	83,87	14,0	8,9	5,7
N	-	14	14	14	14	14	14

As concentrações de nitrogênio na forma de nitritos não foram apresentadas na tabela 27, pois seus valores apresentaram-se baixos e estáveis durante todo o período de amostragem, não ultrapassando 0,3 mg/L tanto na entrada quanto na saída do TA.

O tanque anóxico na fase A foi operado com um tempo de detenção hidráulica de 8 horas. Os efluentes que alimentavam o TA eram esgoto bruto e esgoto do tanque de recirculação, sendo que este último recebia os efluentes nitrificados dos dois biofiltros; suas características são apresentadas na tabela 27. A razão de recirculação foi mantida em 1:1, sendo assim, como as características dos efluentes eram variáveis a relação C:N na forma de DQO:N-NO₃⁻ também foi variável, tendo como média $10 \pm 5,7$.

A figura 53 apresenta os dados de concentração de nitratos na entrada, e nitritos e nitratos na saída do TA, em função do tempo de operação da fase A.

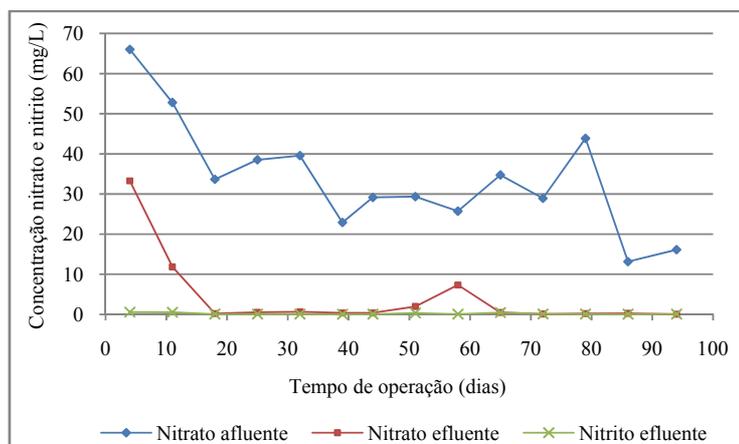


Figura 53. Série temporal das concentrações de N-NO_3^- e N-NO_2^- afluentes e efluentes ao TA – fase A.

O TA obteve uma eficiência média na remoção de nitrato de 88%, produzindo um efluente com concentração média de 3,9 mg/L, máxima e mínima de 32,7 e 0,0 mg/L, respectivamente. Como pode ser observado na figura 53, aproximadamente a partir do décimo quinto dia de operação o TA já apresentou o processo de desnitrificação em nível estável, produzindo efluentes com concentrações menores de 7 mg/L, o que foi mantido até o final da fase A. Observa-se também pela figura 53 que não ocorreu o acúmulo de nitritos no tanque.

A figura 54 apresenta a relação observada entre os percentuais de remoção de nitrato e a relação C:N no TA. Observa-se que os dados do eixo das abscissas estão dispostos na ordem temporal crescente de operação.

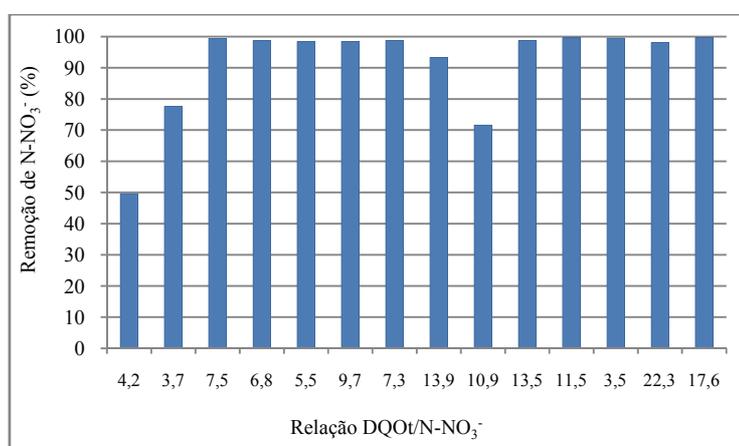


Figura 54. Relação entre o percentual de remoção de N-NO_3^- e a relação C:N no TA – fase A.

Nota-se pela figura 54, que as menores relações C:N encontradas foram coincidentes com o início de operação do TA. Sendo assim, em função do período de crescimento e aclimação das bactérias heterotróficas desnitrificantes, reforçado pelas baixas relações C:N (4,2 e 3,7), os menores percentuais de remoção de nitrato foram verificados nas duas primeiras semanas de operação.

A figura 55 apresenta os dados coletados na fase A agrupados em dois períodos, o período de partida e o período restante da operação considerado estável. Por meio desta figura pode-se observar claramente a questão discutida no parágrafo anterior.

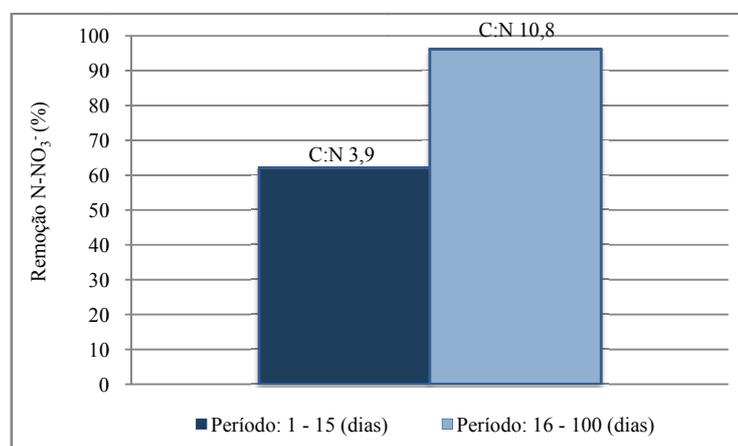


Figura 55. Agrupamento dos dados em períodos distintos de relação C:N e remoção de N-NO₃⁻ - fase A.

Pode-se analisar ainda na figura 54, um episódio isolado ocorrido aproximadamente na sétima semana de operação, que ocasionou uma queda na eficiência de remoção de nitratos, que se mantinha entre 93 e 99%, para 72%. Apesar da relação C:N ter se mantido estável (10,9) ocorreu uma varredura de sólidos em suspensão do TA, da saída deste para o DD, o que provavelmente ocasionou um arraste de bactérias desnitrificantes causando uma pequena depleção na eficiência do sistema. Na décima primeira semana de operação a relação C:N teve uma queda pontual para 3,5 em função da concomitante baixa concentração de DQO no esgoto bruto (154 mg/L) e elevada concentração de nitratos do esgoto recirculado (87 mg/L). Apesar desta queda, o processo de desnitrificação no tanque não foi afetado o que demonstra a estabilidade alcançada pelo mesmo, propiciada em parte, pela concentração de carbono na forma de DQO que foi acumulada durante a operação no reator.

A tabela 28 apresenta o comportamento médio dos parâmetros potencial hidrogeniônico e alcalinidade total, na entrada e saída do tanque anóxico.

Tabela 28. Comportamento dos parâmetros pH e alcalinidade total na entrada e saída do TA - fase A.

Dados	pH entrada TA	pH saída TA	Alcalinidade entrada TA (mg/L)	Alcalinidade saída TA (mg/L)
Média	7,2	7,4	251,1	316,7
Máximo	7,6	7,7	475,5	700,0
Mínimo	6,6	7,1	201,8	222,2
DP	0,3	0,2	101,1	144,0
N	14	14	14	14

Os parâmetros apresentados na tabela 28 quando comparados entre si (entrada e saída) possuem o comportamento típico de efluentes que passaram pelo processo de desnitrificação. A redução de nitratos a nitrogênio gasoso consome íons H^+ do meio, ocasionando conseqüentemente um acréscimo da alcalinidade e pH.

5.3.2 Fase B

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais para avaliação da desnitrificação no tanque anóxico na fase B estão demonstrados na tabela 29.

Tabela 29. Comportamento dos compostos nitrogênio nitrato e DQOt na entrada e saída do TA - fase B.

Dados	Unidade	DQO Esgoto bruto	N-NO ₃ ⁻ Saída TR	DQO Entrada TA	N-NO ₃ ⁻ Entrada TA	N-NO ₃ ⁻ Saída TA	Relação C:N
Média	mg/L	230,7	33,0	122,68	17,3	4,4	7,4
Máximo	mg/L	391,0	47,2	200,65	23,8	10,0	11,9
Mínimo	mg/L	142,0	19,4	78,45	9,7	0,0	6,3
DP	-	106,7	9,8	54,51	4,7	3,4	3,1
N	-	11	11	11	11	11	11

Da mesma forma que na fase A, as concentrações de nitrogênio na forma de nitritos não foram apresentadas na tabela 29, pois seus valores foram muito próximos de zero.

O tanque anóxico na fase B foi operado com a metade do tempo de detenção hidráulica da fase A, ou seja, 4 horas. Os efluentes que alimentavam o TA continuaram sendo esgoto bruto e esgoto do

tanque de recirculação, e suas características são apresentadas na tabela 29. A razão de recirculação foi mantida em 1:1. A relação C:N na forma de DQO:N-NO₃⁻ teve como média 7,4 ± 3,1, mais baixa que na fase A que foi de 10 ± 5,7. Observa-se, então, que a fase B foi operada com duas variáveis em condições mais limitantes, quando comparada à fase A, o TDH e a relação C:N.

A figura 56 apresenta os dados de concentração de nitratos na entrada, e nitritos e nitratos na saída do TA, em função do tempo de operação da fase B.

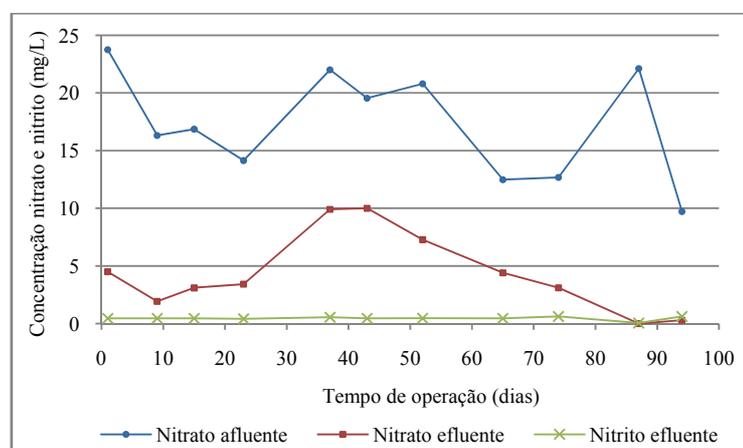


Figura 56. Série temporal das concentrações de N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ afluentes e efluentes ao TA – fase B.

O TA obteve uma eficiência média na remoção de nitrato de 75%, produzindo um efluente com concentração média de 4,4 mg/L, máxima e mínima de 10,0 e 0,0 mg/L, respectivamente. Observa-se também pela figura 56 que não ocorreu o acúmulo de nitritos no tanque.

Os dados coletados, apresentados na figura 56, podem ser agrupados em médias de acordo com três tendências observadas durante a operação. A figura 57 apresenta este agrupamento dos dados em função de períodos distintos, onde foram encontradas diferentes relações C:N e as respectivas remoções de nitrato.

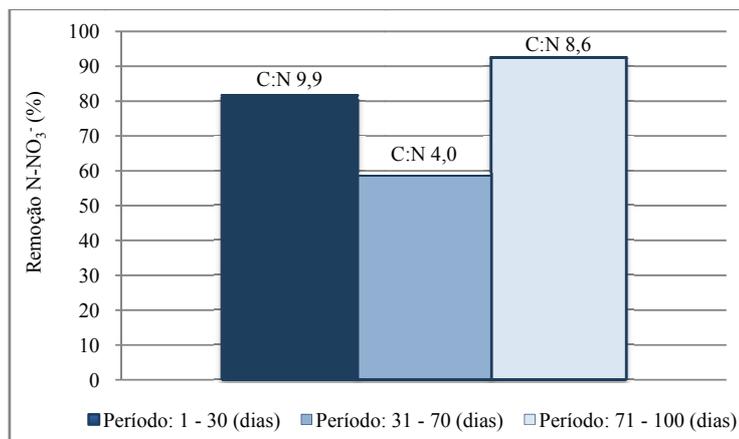


Figura 57. Agrupamento dos dados em períodos distintos de relação C:N e remoção de N-NO₃⁻ - fase B.

No período referente aos primeiros 30 dias de operação a relação média de C:N encontrada no TA foi de $9,9 \pm 1,8$, e a respectiva remoção média de nitrato no período foi de 82%, produzindo um efluente com concentração média de $3,2 \pm 1,1$ mg/L. O período de partida na fase B foi facilitado pelo fato de já existir uma microbiota de bactérias desnitrificantes no TA, formada durante a fase A.

O período de operação da fase B, correspondente ao intervalo dos dias 31 a 70, foi coincidente com um período de chuvas intensas na cidade de Florianópolis, o que ocasionou uma diminuição das concentrações de DQO do esgoto bruto, uma vez que o esgoto utilizado no experimento era proveniente da rede pública coletora. Sendo assim, a concentração média de DQO no esgoto bruto durante este período foi de 71 mg/L. Em função, principalmente, das baixas concentrações de DQO a relação C:N entre os dias 31 e 70 de operação foi prejudicada, diminuindo conseqüentemente a desnitrificação. A remoção de nitrato obtida foi de 58%, produzindo um efluente com concentração média de $7,9 \pm 2,6$ mg/L.

Nos últimos 30 dias de operação da fase B a relação C:N média no TA sofreu um acréscimo para $8,9 \pm 0,98$, em função do aumento da concentração de DQO no esgoto bruto. A remoção média de nitrato neste período foi de 92%, produzindo um efluente com concentração média de $1,1 \pm 1,7$ mg/L.

A figura 58 apresenta a relação observada entre todos os percentuais de remoção de nitrato e a relação C:N no TA. Observa-se que os dados do eixo das abscissas estão dispostos na ordem temporal crescente de operação.

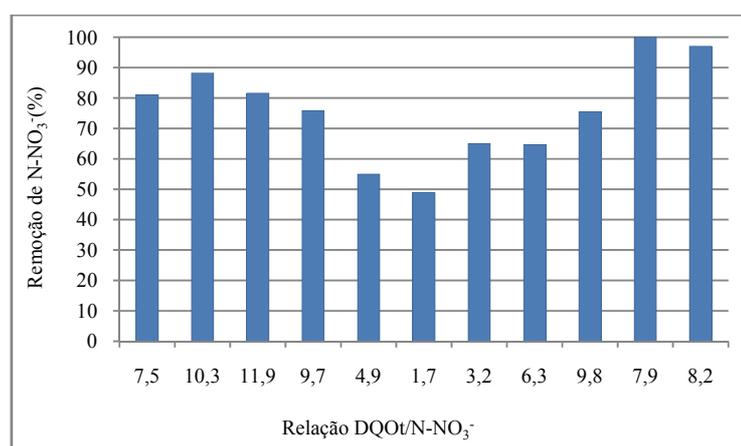


Figura 58. Relação entre o percentual de remoção de N-NO₃⁻ e a relação C:N no TA – fase B.

A tabela 30 apresenta o comportamento médio dos parâmetros potencial hidrogeniônico e alcalinidade total, na entrada e saída do tanque anóxico, durante a fase B.

Tabela 30. Comportamento dos parâmetros pH e alcalinidade total na entrada e saída do TA - fase B.

Dados	pH entrada TA	pH saída TA	Alcalinidade entrada TA (mg/L)	Alcalinidade saída TA (mg/L)
Média	7,3	7,4	160,0	177,7
Máximo	7,5	7,6	237,2	241,4
Mínimo	7,3	7,4	141,3	163,8
DP	0,1	0,2	26,9	32,3
N	11	11	11	11

Os parâmetros apresentados na tabela 30 quando comparados entre si (entrada e saída) possuíram, da mesma forma que na fase A, o comportamento típico de efluentes que passaram pelo processo de desnitrificação, com a ocorrência de um acréscimo da alcalinidade e pH.

5.3.3 Avaliação comparativa dos dados e análise de variância entre as fases A e B

Os resultados obtidos na avaliação da desnitrificação no tanque anóxico nas fases A e B estão resumidos na tabela 31.

Tabela 31. Resultados da desnitrificação no TA nas fases A e B.

	Período	Fases	TDH (horas)	Relação média C:N	Remoção média N-NO ₃ ⁻ (%)	Concentração média N-NO ₃ ⁻ efluente (mg/L)
Geral	0-100 dias	A	8	10,0 ± 5,7	88	3,9 ± 8,9
Período 1	0-15 dias	A	8	3,9 ± 0,4	62	22,6 ± 15,2
Período 2	16-100 dias	A	8	10,8 ± 5,4	96	1,0 ± 2,0
Geral	0-100 dias	B	4	7,4 ± 3,1	75	4,4 ± 3,4
Período 1	0-30 dias	B	4	9,9 ± 1,8	82	3,2 ± 1,1
Período 2	31-70 dias	B	4	4,0 ± 2,0	58	7,9 ± 2,6
Período 3	71-100 dias	B	4	8,6 ± 0,9	92	1,1 ± 2,0

A tabela 32 apresenta os dados da análise de variância entre os conjuntos de dados coletados nas fases A e B. Observa-se que os dados submetidos à análise possuíram uma distribuição estatística normal.

Tabela 32. Análise de variância entre as relações C:N e entre os dados de concentração de saída de N-NO₃⁻ do TA – fases A e B.

Dados	Relação C:N – Fases Ax B	Concentração N-NO ₃ ⁻ efluente – Fases Ax B
Valores de “p”	0,204	0,932

Os valores de $p > 0,05$ significam que há diferença entre as séries de dados. Assim pode-se afirmar que os dados médios obtidos nas duas fases são diferentes.

Analisando-se os dados da tabela 31, a fase A foi mais eficiente na desnitrificação (88% de eficiência média) quando comparada à fase B (75% de eficiência média). A fase B, por possuir um TDH menor (4 horas) foi mais afetada pelas variações da relação C:N, pois o reator tornou-se mais instável e dependente das concentrações de DQO afluentes.

Na fase A com um TDH de 8 horas e uma relação C:N média de $10,8 \pm 5,4$ (excluindo-se os dados do período de partida – primeiros 15 dias) o TA alcançou uma eficiência média de remoção de nitratos de 96%, produzindo um efluente com $1,0 \pm 2,0$ mg/L. Avaliando-se a fase B em três períodos, com TDH de 4 horas, e relações C:N de $9,9 \pm 1,8$, $4,0 \pm 2,0$ e $8,6 \pm 0,9$, as remoções médias de nitrato foram respectivamente, 82% ($3,2 \pm 1,1$ mgN-NO₃⁻/L efluente), 58% ($7,9 \pm 2,6$ mgN-NO₃⁻/L efluente) e 92% ($1,1 \pm 2,0$ mgN-NO₃⁻/L efluente).

Apesar das eficiências encontradas na remoção de nitratos no TA, não se pode afirmar que todo nitrato removido sofreu o processo de desnitrificação completa, ou seja, foi reduzido à nitrogênio gasoso (N_2). Tallec, Garnier e Gousailles (2006) apresentaram em seu trabalho as relações entre as eficiências de remoção de nitrato e seu percentual de transformação até óxido di-nitrogênio (N_2O), não atingindo a redução completa. Os autores relatam uma relação inversamente proporcional à remoção de $N-NO_3^-$, relação C:N e à formação de N_2O , ou seja, quanto menor a eficiência de remoção e menor a relação C:N, maior é a formação de N_2O . Em seus experimentos, a partir de eficiências menores de 80% na remoção de nitrato a formação de N_2O foi iniciada. Marcheto et al. (2003) relacionaram em seu trabalho os percentuais de formação de N_2O com o tipo de fonte de carbono utilizada. Os resultados obtidos apontam para taxas máximas de produção de N_2O em ordem decrescente, com as seguintes fontes de carbono: ácido acético, metanol, esgoto doméstico e glicose.

Dinçer e Kargi (2000) operaram um sistema de nitrificação e desnitrificação, sendo que este último processo era realizado em um reator biológico com biomassa aderida de fluxo descendente. A glicose foi utilizada como fonte de carbono externo, e a relação C:N avaliada, em termos de $DQO:N-NO_3^-$, foi de 4,8. Como resultados, o tempo de detenção hidráulica mínimo encontrado para ocorrência da desnitrificação completa foi de 6 horas. Apesar da relação C:N mais baixa e da fonte de carbono diferenciada apresentada pelos autores, o TDH necessário para realização das etapas de redução do nitrato pelas bactérias desnitrificantes, bem como para seu crescimento e permanência no reator, foi semelhante ao TDH encontrado neste trabalho.

Aesøy et al. (1998) estudaram fontes alternativas de carbono externo para desnitrificação em um reator biológico com biomassa aderida de leito fixo. Foram utilizados lodo de esgoto hidrolisado e resíduos sólidos orgânicos, além de etanol e ácido acético como fontes convencionais. Todas as fontes de carbono propiciaram uma desnitrificação em percentuais maiores de 90%, no entanto, com relações C:N diferentes. O uso ideal do etanol foi observado com uma relação C:N de 4,5, e do lodo e resíduos sólidos com uma relação entre 8 e 10.

A DQO, presente no esgoto sanitário bruto utilizado nesta pesquisa como fonte de carbono para desnitrificação, apresentou resultados semelhantes aos citados em Aesøy et al., 1998. A relação

ideal de C:N observada pelo autor com a utilização de lodo e resíduos orgânicos foi entre 8 e 10, enquanto a relação apresentada na tabela 31 para remoções de nitrato maiores que 90%, com TDH entre 4 e 8 horas, foi entre 8,6 e 10,8.

Rogalla et al. (1992) apud Ahn (2006) utilizaram o carbono proveniente de esgoto bruto para desnitrificação de esgotos domésticos, e a relação C:N avaliada foi de 5,2. Hamlin et al. (2008) avaliaram quatro diferentes fontes de carbono externas para desnitrificação: metanol, ácido acético, molase e Celerose[®] (99,5% dextrose). O reator utilizado foi um biofiltro de fluxo ascendente e biomassa aderida. As relações C:N obtidas para uma taxa máxima de remoção de N-NO_3^- entre 670 – 680 g/m^3 .dia foram respectivamente, 2,0; 1,7; 2,5 e 2,5.

Observa-se pela comparação dos trabalhos citados, que para utilização do carbono presente no esgoto doméstico no processo de desnitrificação há a necessidade de adoção de relações C:N mais elevadas, em função de sua menor biodisponibilidade (moléculas mais complexas). Entretanto, destaca-se a vantagem da ausência de custo com fontes externas de carbono quando se faz a utilização do próprio esgoto na linha do sistema de tratamento.

A tabela 33 apresenta um síntese dos resultados obtidos em todos os reatores estudados (DD, BAS 1, BAS 2 e TA), de acordo com as respectivas fases operacionais às quais foram submetidos.

Tabela 33. Síntese dos principais resultados obtidos nos reatores estudados de acordo as fases operacionais às quais foram submetidos.

FASES	REATOR	TDH (h)	TAH (m ³ /m ² .d)	COV aplicada (gDQO/m ³ .d)	Relação C:N	Remoção média DQO (%)	DQO efluente médio (mg/L)	Remoção média SS (%)	SS efluente médio (mg/L)	Remoção média NH ₄ ⁺ (%)	NH ₄ ⁺ efluente médio (mg/L)	Remoção média NO ₃ ⁻ (%)	NO ₃ ⁻ efluente médio (mg/L)
F 1	DD	77	-	183	-	60	233,4 ±101,3	83	43,1 ±16,6	-	-	-	-
F 2	DD	38	-	171	-	57	117,5 ±78,5	76	30,4 ±28,3	-	-	-	-
F 1	BAS1	15	2,6	370	5,0 ¹	85	34,7 ±31,8	57	18,4 ±21,0	90	4,6 ±9,6	-	-
	BAS2	15	2,6	370	5,0 ¹	80	46,7 ±28,8	63	15,7 ±28,8	90	4,8 ±7,6	-	-
F 2	BAS1	7,5	5,2	372	3,7 ¹	64	42,6 ±56,5	0	45,8 ±74,1	98	0,7 ±0,4	-	-
	BAS2	7,5	5,2	372	3,7 ¹	64	41,8 ±27,4	25	22,7 ±27,2	92	2,5 ±3,3	-	-
F 1	DD+BAS1	92	-	-	-	94	34,7 ±31,8	93	18,4 ±21,0	90	4,6 ±9,6	-	-
	DD+BAS2	92	-	-	-	92	46,7 ±28,8	94	15,7 ±28,8	90	4,8 ±7,6	-	-
F 2	DD+BAS1	46	-	-	-	84	42,6 ±56,5	65	45,8 ±74,1	98	0,7 ±0,4	-	-
	DD+BAS2	46	-	-	-	85	41,8 ±27,4	82	22,7 ±27,2	92	2,5 ±3,3	-	-
F A	TA	8	-	-	10 ²	-	-	-	-	-	-	88	3,9 ±8,9
F B	TA	4	-	-	7,4 ²	-	-	-	-	-	-	75	4,4 ±3,4

1 - Observação: relação C:N em termos de DQO:N-NH₄⁺;2 - Observação: relação C:N em termos de DQO:N-NO₃⁻.

5.4 AVALIAÇÃO DO MEIO SUPORTE – CASCAS DE OSTRAS

5.4.1 Perda de massa e descarbonatação

Para quantificação da perda de massa total das cascas de ostras no período do experimento, três amostragens de três alturas de cada biofiltro foram secas e pesadas, no início e final do experimento.

A tabela 34 apresenta a massa total por cascas de ostras inicial e final dos três coletores de cada biofiltro, bem como a perda de massa média por unidade.

Tabela 34. Massa total inicial e final e perda de massa por cascas de ostras – desumidificadas.

Dados	BAS 1						Média	
	Coletor - H1 (N = 14)		Coletor - H2 (N = 14)		Coletor - H3 (N = 14)		Inicial	Final
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final		
Massa média por unidade	21,2 g	20,0 g	22,9 g	21,4g	20,7 g	19,2 g	21,6 g	20,2 g
Perda de massa média	1,2 g		1,4 g		1,5 g		1,4 g	
Perda de massa média percentual	5,6 %		6,3 %		7,0 %		6,3 %	
Dados	BAS 2						Média	
	Coletor - H1 (N = 20)		Coletor - H2 (N = 20)		Coletor - H3 (N = 20)		Inicial	Final
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final		
Massa média por unidade	13,5 g	13,1 g	12,4 g	11,4 g	12,3 g	11,0 g	12,8 g	11,8 g
Perda de massa média	0,5 g		1,1 g		1,3 g		1,0 g	
Perda de massa média percentual	3,6 %		8,5 %		10,9 %		7,7 %	

As cascas de ostras do BAS1 perderam em média 1,4 g por unidade ou 6,3% de sua massa em percentual, no período correspondente a 300 dias de utilização. No BAS2 a perda média foi de 1,0 g por unidade ou 7,7% de sua massa.

Observa-se que nos dois biofiltros as maiores perdas foram encontradas no fundo dos mesmos (coletores na altura 3), diminuindo verticalmente no sentido do fluxo hidráulico (ascendente). As

maiores perdas no fundo podem ser explicadas pelo maior turbilhonamento e maior atividade biológica nesta área, em função da maior disponibilidade de substrato.

Considerando-se que a perda de massa média entre os dois biofiltros foi de 7% em 300 dias, sendo a perda linear ao longo do tempo, as cascas de ostras levariam em média 12 anos para serem totalmente “consumidas”.

A perda de massa pôde ser percebida também visualmente nos reatores pela altura do leito filtrante que apresentou uma redução de 9 cm no BAS1 e 9,7 cm no BAS2.

A tabela 35 apresenta o percentual médio de perda de massa de carbonato de cálcio, ou descarbonatação, de três amostras de cascas de ostras do BAS1 e duas do BAS2. Esta análise foi realizada para medição indireta da ocorrência de diferenças (ou não) no percentual de carbonato de cálcio entre as cascas de ostras “virgens” e após o período do experimento. Observa-se que as cascas de ostras submetidas à análise não foram as mesmas no início e fim do experimento, pois o procedimento ocasionou a perda das amostras.

Tabela 35. Percentual médio de perda de massa de carbonato de cálcio ou descarbonatação à 750°C.

Dados	BAS 1			BAS 2	
	Cascas de ostras virgens” (N = 3)	Casas de ostras início experimento (N = 3)	Cascas de ostras fim experimento (N = 3)	Casas de ostras - início experimento/“virgens” (N = 3)	Cascas de ostras fim experimento (N = 3)
Descarbonatação (%)	3,5	1,9	3,5	5,3	7,1

Com a descarbonatação a 750°C, o carbonato de cálcio perde seu carbono inorgânico constituinte na forma de gás carbônico, restando somente o metal formador óxido de cálcio.

A hipótese formulada que seria validada nesta análise era: se durante a utilização como meio suporte as cascas de ostras perdessem somente quantidades de seu carbonato de cálcio, sendo os outros constituintes mantidos inalterados, o que ocorreria na análise de descarbonatação seria que as cascas ao final do experimento apresentariam uma perda menor de carbonato do que as cascas “virgens” ou do início do experimento, por possuírem menos carbonato de cálcio. No entanto, isto não ocorreu, como pode ser visualizado na tabela 35.

Pode-se concluir pelos resultados das análises apresentadas neste item que as cascas de ostras quando utilizadas nos reatores sofreram uma perda de massa, no entanto, esta perda foi uniforme, ou seja, partes proporcionais de todos os seus constituintes foram perdidas e não somente o carbonato de cálcio. Fisicamente, pode-se dizer que pequenos pedaços homogêneos foram sendo desprendidos.

5.4.2 Microscopia de varredura eletrônica - MEV

A tabela 36 apresenta os resultados da análise química elementar realizada com cascas de ostras do início e fim do experimento, do BAS1 e BAS2. O objetivo desta análise foi a verificação da existência ou não de modificações na concentração em percentual dos elementos químicos constituintes decorrentes da utilização das cascas nos reatores. Observa-se que as cascas de ostras submetidas à análise não foram as mesmas no início e fim do experimento, pois o procedimento ocasionou a perda das amostras. Foi utilizada uma casca de ostra inicial e uma final do BAS1, igualmente para o BAS2, sendo que cada casca foi analisada em três pontos diferentes.

Tabela 36. Análise química elementar em percentual das cascas de ostras iniciais e finais – BAS 1.

Elemento químico	BAS 1 - Cascas de ostras iniciais		BAS 1 – Cascas de ostras finais	
	Média (%)	D.P.	Média (%)	D.P.
C	5,17	1,10	5,39	0,94
O	31,50	5,40	30,23	2,61
Na	0,03	0,06	0,20	0,18
Mg	0,14	0,19	0,13	0,15
Al	0,37	0,32	0,00	0,00
Si	1,03	0,62	0,60	0,28
Ca	61,74	7,42	63,45	3,67
Elemento químico	BAS 2 - Cascas de ostras iniciais		BAS 2 – Cascas de ostras finais	
	Média (%)	D.P.	Média (%)	D.P.
C	5,15	1,55	4,73	0,58
O	29,10	4,26	28,04	3,99
Na	0,13	0,15	0,28	0,24
Mg	0,28	0,24	0,39	0,10
Al	0,44	0,22	0,27	0,27
Si	1,33	0,50	0,92	0,40
Ca	63,57	6,20	65,36	5,35

Pode-se concluir pelos dados apresentados na tabela 36, levando-se em conta que as amostras não eram as mesmas no início e fim do experimento, que a constituição química elementar das cascas de ostras não foi modificada em função da utilização como meio suporte e agente tampão nos reatores.

As figuras 59, 60, 61, 62, 63 e 64 apresentam as imagens das cascas de ostras do BAS 1 capturadas pelo microscópio de varredura eletrônica, respectivamente, com aumento de 400X iniciais e finais, com aumento de 800X iniciais e finais e com aumento de 1000X iniciais e finais.

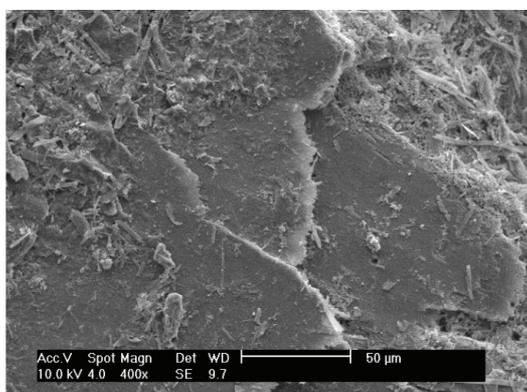


Figura 59. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras iniciais - BAS1.

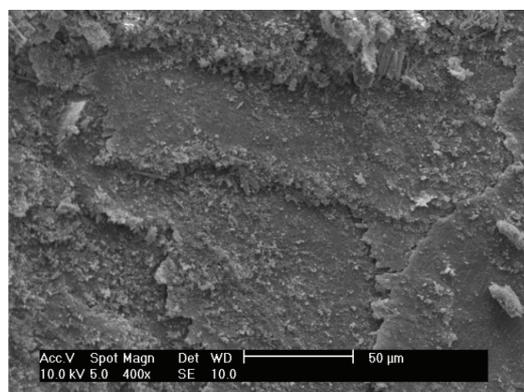


Figura 60. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras finais - BAS1.

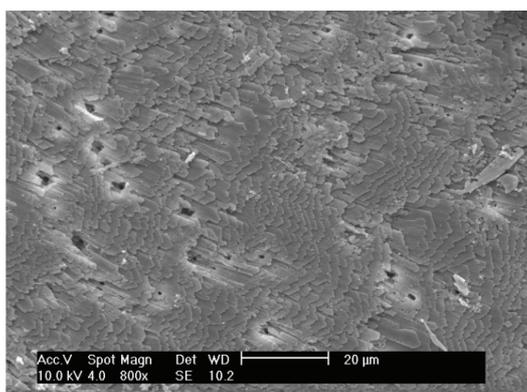


Figura 61. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras iniciais - BAS1.

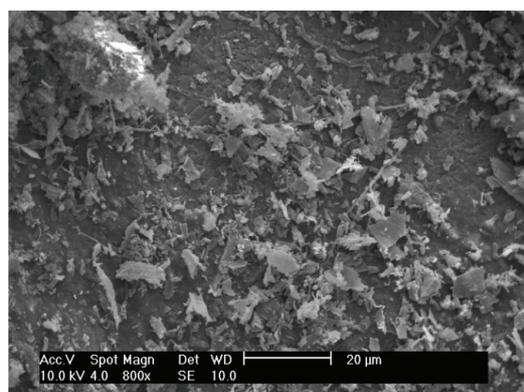


Figura 62. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras finais - BAS1.

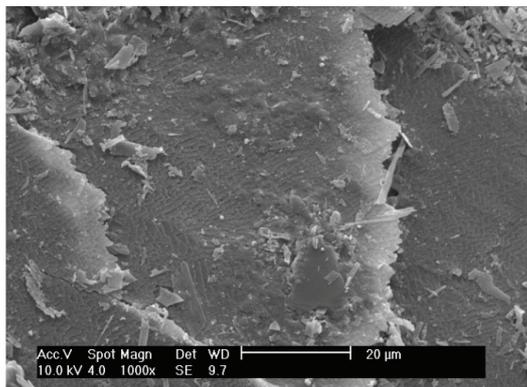


Figura 63. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras iniciais - BAS1.

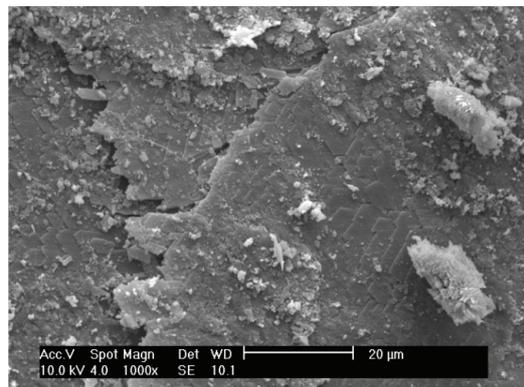


Figura 64. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras finais - BAS1.

As figuras 65, 66, 67, 68, 69 e 70 apresentam as imagens das cascas de ostras do BAS 2 capturadas pelo microscópio de varredura eletrônica, respectivamente, com aumento de 400X iniciais e finais, com aumento de 800X iniciais e finais e com aumento de 1000X iniciais e finais.

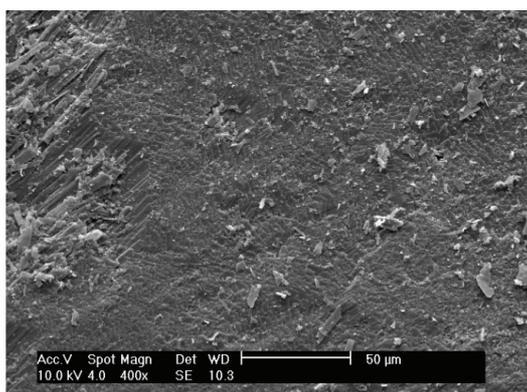


Figura 65. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras iniciais – BAS2.

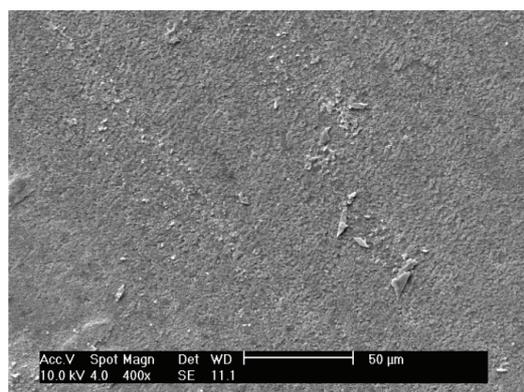


Figura 66. Imagem MEV(aumento 400X) cascas de ostras finais – BAS2.

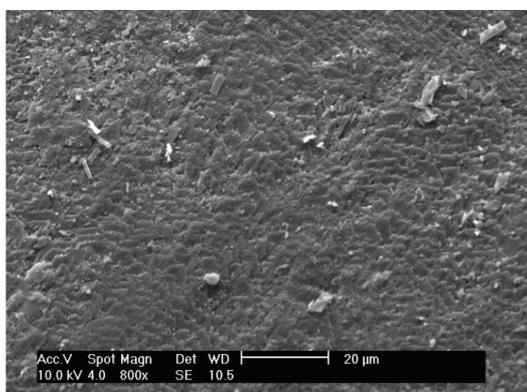


Figura 67. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras iniciais – BAS2.

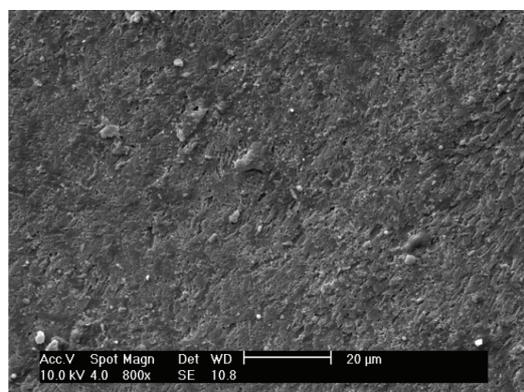


Figura 68. Imagem MEV(aumento 800X) cascas de ostras finais – BAS2.

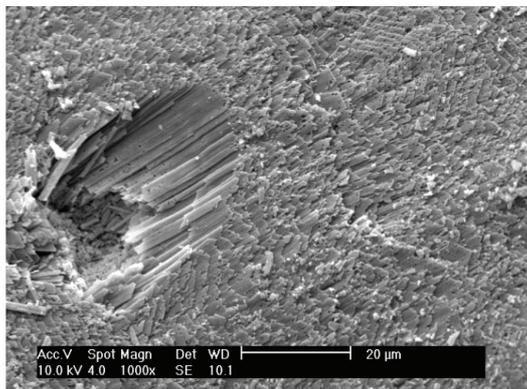


Figura 69. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras iniciais – BAS2.

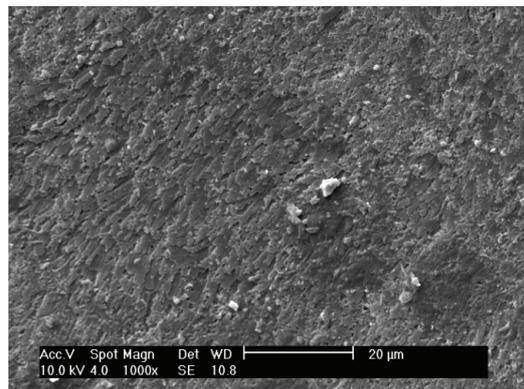


Figura 70. Imagem MEV(aumento 1000X) cascas de ostras finais – BAS2.

Por meio das figuras apresentadas com as imagens captadas no MEV, primeiramente vale ressaltar a elevada rugosidade das cascas de ostras, propiciada pelas lamelas formadas pelo carbonato de cálcio cristalizado na forma de calcita.

Considerando que a alcalinidade fornecida aos biofiltros não modifica a estrutura química das cascas, e o que ocorre é o pequeno desprendimento de partes do material que contém, além do carbonato de cálcio, todos os outros compostos constituintes, pode-se concluir pelas figuras apresentadas que as lamelas das camadas mais externas se desgastam e soltam pequenas partículas, as quais puderam ser vistas a olho nu.

Comparando-se as imagens das cascas de ostras iniciais e finais não podem ser percebidas diferenças significativas, a não ser pelo fato das cascas finais apresentarem mais partículas aparentemente soltas, como pode ser bem visualizado nas figuras 60 e 61, por exemplo.

5.4.3 Espectrometria por fluorescência de raios x - FRX

A tabela 37 apresenta os resultados da análise química dos óxidos realizada com cascas de ostras do início e fim do experimento, por meio da espectrometria por fluorescência de raios x. O objetivo desta análise foi também a verificação da existência ou não de modificações na concentração em percentual dos elementos químicos constituintes, agrupados como óxidos, decorrentes da utilização das cascas nos reatores. Observa-se que as cascas de ostras submetidas à

análise não foram as mesmas no início e fim do experimento, pois o procedimento ocasionou a destruição das amostras.

Tabela 37. Análise química dos óxidos formadores das cascas de ostras iniciais e finais – BAS 1 e 2.

Óxido	BAS 1 – Cascas de ostras iniciais	BAS 1 - Cascas de ostras finais	BAS 2 – Cascas de ostras iniciais	BAS 2 – Cascas de ostras finais
	Média (%)	Média (%)	Média (%)	Média (%)
CaO	54,85	54,21	54,48	53,97
SiO ₂	0,75	0,49	0,85	0,93
Al ₂ O ₃	-	-	-	0,45
SO ₃	0,28	0,20	0,36	0,31
K ₂ O	-	0,21	0,20	0,22
SrO	0,11	0,12	0,11	0,11
ZrO ₂	0,01	0,01	0,01	0,01
P ₂ O ₅	-	0,77	-	-
CO ₂	44,00	44,00	44,00	44,00

Da mesma forma que a análise química elementar, os resultados da análise química dos óxidos formadores não indicou nenhuma modificação significativa nas cascas de ostras após o período de utilização.

5.4.4 Espectrometria por difratometria de raios x - DRX

A análise de difratometria foi realizada para verificação da ocorrência ou não de modificações na estrutura cristalina das cascas de ostras, em decorrência de sua utilização nos biofiltros.

As figuras 71 e 72 apresentam respectivamente dois difratogramas de raios x das amostras do BAS1 (cascas de ostras iniciais e finais) e do BAS2 (cascas de ostras iniciais e finais).

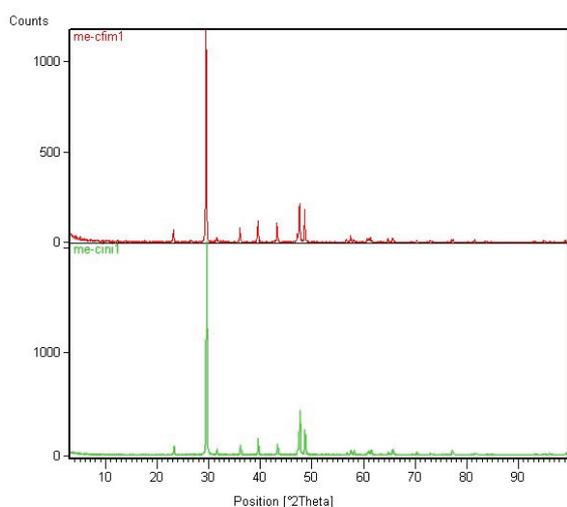


Figura 71. Difratoograma de raio x BAS1 – cascas de ostras finais e iniciais.

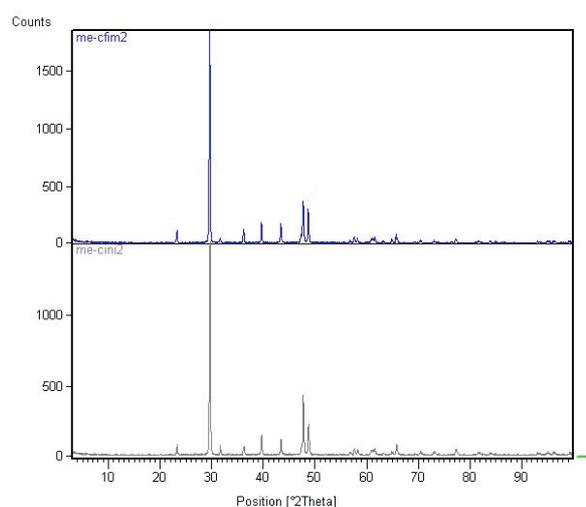


Figura 72. Difratoograma de raio x BAS2 – cascas de ostras finais e iniciais.

De acordo com a análise de difratometria, a estrutura das cascas é resultante do agrupamento cristalino do carbonato de cálcio na forma de calcita, sendo este o único polimorfo encontrado na análise, o que denota a pureza e homogeneidade das cascas. Silva, 2007 e Souza, 2008 realizaram também esta análise com cascas de ostras provenientes do litoral de Santa Catarina e encontraram a mesma formação majoritária de calcita nas mesmas.

Os picos de energia difratada que podem ser visualizados nas figuras 71 e 72 são provenientes do carbonato. Os compostos a partir de sua energia difratada são identificados pela posição e amplitude no eixo das abscissas.

Pode-se constatar pelas figuras que a posição dos picos de carbonato entre a parte inferior (cascas iniciais) e superior (cascas finais) são coincidentes. A semelhança entre os picos indica que não ocorreram modificações na composição estrutural das cascas de ostras, qualitativa ou quantitativamente.

Seguindo a mesma tendência indicada com os resultados das outras análises realizadas para avaliação das cascas de ostras, o período de utilização como meio suporte e agente tampão nos biofiltros não ocasionou modificações na composição estrutural das mesmas.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O experimento foi operado durante 300 dias sem interrupções, sendo que o DD + BAS foram avaliados em duas fases (1 e 2) bem como o TA (fases A e B). As condições operacionais do DD e BAS foram respectivamente: fase 1 - TDH e COV no DD de 77h e 183gDQO/m³.d; TDH, COV, TAH e relação C:N (DQO:N-NH₄⁺) nos BAS de 15h, 370gDQO/m³.d, 2,6m³/m².d e 5,0; fase 2 - TDH e COV no DD de 38h e 171gDQO/m³.d; TDH, COV, TAH e relação C:N nos BAS de 7,5h, 372gDQO/m³.d, 5,2m³/m².d e 3,7. As condições no TA foram respectivamente: fase A - TDH e relação C:N (DQO:N-NO₃⁻) de 8h e 10; fase B - TDH e relação C:N de 4h e 7,4.

Com base nos dados coletados e experiência adquirida na operação e monitoramento do experimento durante os 300 dias, conclui-se que:

Decanto-digestor – fases 1 e 2

- O DD foi mais eficiente na fase 1 (83%) do que na fase 2 (76%) na remoção de SS, enquanto na remoção de DQO os dados coletados em ambas as fases não apresentaram diferença de acordo com a análise estatística realizada (60% na fase 1 e 57% na fase 2).
- O DD mostrou uma boa capacidade de resistência às variações de cargas e equalização das concentrações de DQO e SS afluentes, em ambas as fases operacionais, apresentando-se como uma boa opção para o pré-tratamento de efluentes de BAS, com a vantagem da simplicidade operacional e construtiva.

Biofiltros aerados submersos – fases 1 e 2

- O BAS1 foi mais eficiente na remoção de DQO e SS na fase 1, com 85% de remoção de DQO e 57% de SS, quando comparado à fase 2, onde alcançou uma média de 64% de remoção de DQO e 0% de SS.

- O BAS2 foi também mais eficiente na remoção de DQO e SS na fase 1, com 80% de remoção de DQO e 61% de SS, quando comparado à fase 2, na qual a remoção de DQO foi de 64% e de SS foi de 25%.
- O BAS1 não foi eficiente na remoção de SS na fase 2, uma vez que a concentração média efluente foi 50% mais elevada do que a afluenta. Enquanto o BAS2 apresentou uma média de remoção de 25%.
- Os picos de concentração de SS na saída de ambos os biofiltros ocorreram em função do desprendimento de biofilme das cascas de ostras. Observa-se que estes episódios ocorreram mais frequentemente na fase 2 em função da elevação da taxa hidráulica aplicada ($5,2\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$).
- O desprendimento natural de biofilme não ocasionou efeitos negativos sobre a remoção efetiva de substrato no reator, como a remoção de DQO dissolvida ou de amônia, pois estes processos eram limitados provavelmente pela transferência de oxigênio e a biomassa remanescente foi sempre suficiente para manutenção dos processos oxidativos nos BAS. Pelo contrário, o desprendimento de biofilme favoreceu as taxas de nitrificação em função da elevação das taxas de transferência de oxigênio para as camadas autotróficas de biofilme.
- Ambos os biofiltros foram mais eficientes na remoção de N-NH_4^+ na fase 2 do que na fase 1. O BAS1 foi mais eficiente com 98% de remoção de N-NH_4^+ na fase 2, sendo que na fase 1 a eficiência média alcançada foi de 90%. O BAS2 foi mais eficiente na fase 2 com 92% de remoção de N-NH_4^+ , tendo alcançado na fase 1 a eficiência média de 90%.
- Os biofiltros apresentaram 100% de nitrificação durante as duas fases operacionais.
- Todos os parâmetros operacionais (TDH, COV, TAH) foram teoricamente mais limitantes para nitrificação na fase 2, com exceção da relação C:N que foi mais favorável às bactérias nitrificantes nesta fase (3,7) do que na fase 1 (5,0).

- De forma global, as condições operacionais da fase 2 proporcionaram melhores eficiências na remoção do nitrogênio amoniacal nos biofiltros. Sendo assim, pode-se concluir que podem ser aplicadas maiores taxas hidráulicas e cargas volumétricas, e menores tempos de detenção hidráulica nos reatores, desde que a relação C:N seja diminuída. Ressalta-se então, a importância do pré-tratamento eficiente ao reator terciário para que quantidades suficientes de carga orgânica sejam previamente removidas, promovendo a prevalência das bactérias autotróficas sobre as heterotróficas no mesmo.
- Na fase 1 os biofiltros obtiveram uma melhor eficiência de remoção de carga orgânica em termos de DQO e SS, onde teoricamente as bactérias heterotróficas prevaleceram em maior concentração do que na fase 2, em função da relação C:N mais elevada. Conseqüentemente, na fase 2 os biofiltros foram mais eficientes na nitrificação, onde teoricamente prevaleceram as bactérias autotróficas.
- Os biofiltros mantiveram uma ótima capacidade de tamponamento durante o período de operação do experimento, mesmo com uma intensa atividade nitrificante nos reatores. Este fato deveu-se às cascas de ostras, que além de realizarem a função de suporte para aderência de biofilme, atuaram no fornecimento de alcalinidade ao sistema.
- Por fim, os biofiltros apresentaram uma excelente capacidade de nitrificação, e pode-se concluir que as condições aplicadas na fase 2 podem ser utilizadas em sistemas reais, desde que seja realizado um pré-tratamento eficiente e um pós-tratamento para remoção do excesso de SS, com a vantagem destes parâmetros operacionais resultarem num sistema mais compacto. Ressalta-se que o tamanho das cascas de ostras não promoveu elevadas diferenças no tratamento, nem tampouco seu tempo de utilização.

Tanque anóxico – fases A e B

- Na fase A o TA foi mais eficiente na desnitrificação, apresentando uma remoção média de N-NO₃⁻ de 88% (efluente = 3,9 mg/L), quando comparado à fase B onde apresentou 75% remoção de N-NO₃⁻ (efluente = 4,4 mg/L).

- A fase B, por possuir um TDH menor foi mais afetada pelas variações da relação C:N, pois o reator tornou-se mais instável e dependente das concentrações de DQO afluentes.
- Pode-se concluir, que para utilização do carbono presente no esgoto doméstico no processo de desnitrificação há a necessidade de adotarem-se relações C:N mais elevadas (>8), em função de sua menor biodisponibilidade, e também TDH maiores do que 4 horas. Entretanto, quando se faz a utilização do próprio esgoto na linha do sistema de tratamento destaca-se a vantagem da ausência de custo com fontes externas de carbono.
- Ressalta-se ainda uma importante vantagem da pré-desnitrificação, não há o risco da produção de um efluente com elevada DQO que possa prejudicar corpos d'água ou solo, pois o efluente continua no processo e a DQO poderá ser removida nas próximas unidades.

Avaliação do meio suporte – cascas de ostras

- Por meio da avaliação de perda de massa nas cascas de ostras no período do experimento, pode-se concluir que no BAS1 estas perderam em média 1,4 g por unidade ou 6,3% de sua massa. No BAS2 a perda média foi de 1,0 g por unidade ou 7,7% de sua massa.
- Considerando a perda de massa média das cascas de ostras nos biofiltros (7% em 300 dias), as mesmas levariam em média 12 anos para serem totalmente “consumidas”.
- De acordo com as análises realizadas de MEV, FRX e DRX a constituição química elementar, dos óxidos formadores e a estrutura cristalina das cascas de ostras não foram modificadas.
- Pode-se concluir pelos resultados das análises realizadas, que as cascas de ostras sofreram uma perda de massa, no entanto, esta perda foi uniforme, ou seja, partes proporcionais de todos os seus constituintes foram perdidas e não somente o carbonato de cálcio, o que garante que ao longo do tempo as cascas não perderão sua função de agente tampão, apesar de diminuírem em volume.

Recomendações

Na continuidade das pesquisas e implantação de sistemas com a configuração e as características estudadas neste trabalho, algumas recomendações são sugeridas, dentre as quais:

- O estudo do processo de descarte de lodo e desprendimento forçado do excesso de biofilme das cascas de ostras. Os critérios encontrados na literatura para lavagens ou retro-lavagens em reatores com biomassa aderida não são uniformes, e respeitando-se a especificidade de cada tipo de reator, deve-se saber qual a frequência e o limite de desprendimento para que o sistema não seja prejudicado, o que é muito comum em estações de tratamento de esgotos.
- Recomenda-se também o estudo e adoção de um parâmetro operacional preciso para auxiliar a decisão de quando realizar o processo de lavagem ou retro-lavagem.
- O estudo técnico e de viabilidade econômica de unidades não convencionais para eliminação dos SS, liberados intermitentemente em função do desprendimento natural de biomassa em excesso dos biofiltros, como alternativas para sistemas que operem com menores taxas onde não seja adotada a retrolavagem do leito filtrante. Um exemplo é a adoção de uma unidade em “*by pass*” como um filtro de brita e areia de fluxo vertical, plantado ou não.
- A realização de experimentos com TDH menores e TAH mais elevadas nos biofiltros com cascas de ostras, mantendo-se a relação C:N menor do que 4, buscando a avaliação de parâmetros de projeto mais otimizados.
- A realização de experimentos para otimização do tanque de pré-desnitrificação, como o estudo de reatores tubulares ou com biomassa aderida para que seja elevado o contato entre as bactérias desnitrificantes e o substrato.
- A pesquisa para aplicação e exploração do potencial das cascas de ostras em outras unidades para o tratamento de esgotos, como, por exemplo, em filtros anaeróbios, ou em reatores com biomassa aderida para desnitrificação autotrófica. Neste último, a casca de ostra forneceria

alcalinidade ao processo, pois as bactérias desnitrificantes autotróficas utilizam compostos sulfurosos como doadores de elétrons e reduzem o nitrato na ausência de oxigênio livre, consumindo alcalinidade.

Por fim, recomenda-se o emprego do sistema estudado em escala descentralizada, visando uma redução de custos com o transporte das cascas de ostras e respeitando-se a lógica sustentável na implantação de sistemas de saneamento, principalmente em locais com pouca área disponível e onde os padrões de lançamento de efluentes em termos de nitrogênio sejam mais restritivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AESØY, A.; ØDEGAARD, H.; BACH, K.; PUJOL, R.; HAMON, M. *Denitrification in a pecked bed biofilm reactor (BIOFOR) – experiments with different carbon sources*. Water Research, v. 32, n.5, 1998. p. 1463-1470.

AHN, Young Ho. *Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review*. Process Biochemistry, v.41, 2006. p. 1709-1721.

AISSE, M.A.; ALÉM SOBRINHO, P. *Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário*. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos. PROSAB 2, V.2. Belo Horizonte: Segrac Editora e gráfica Ltda, 2001. p. 111-118.

ANDRADE NETO, Cícero Onofre de. *Sistemas para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira*. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301 p.

ANDRADE, T.; SILVA, H. P. M.; GONÇALVES, R. F. *Uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento secundário de esgoto sanitário e para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás sulfídrico (H₂S)*. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos. PROSAB 2, V.2. Belo Horizonte: Segrac Editora e gráfica Ltda, 2001. 12 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Dairy Products*. 20th ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1998. 1195 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 12th ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1972. 345 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 57p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6023: Informação e Documentação - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro: ABNT, 2000.

BARAK, Y.; TAL, Y.; VAN RIJN, J. *Light-mediated nitrite accumulation during denitrification by Pseudomonas sp. Strain JR12*. Applied Environmental Microbiology, v.64, n.3, 1998. p. 813-817.

BARBOSA, Samuel Alves. *Avaliação de Biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de tanque séptico*. 2006. 188f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BIHAN, Y. L.; LESSARD, P. *Monitoring biofilter clogging: Biochemical characteristics of the biomass*. Water Research. V. 34, 2000. p. 4284-4294.

BOF, V. S.; CASTRO, M. S. M; GONÇALVES, R. F. *ETE UASB + Biofiltro Aerado Submerso: desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999, Rio de Janeiro. Anais.... Rio de Janeiro: ABES. CD ROOM, 11 p.

BRANDÃO, Heloísa. *Transferência de massa no processo de biodegradação de efluentes líquidos em reatores com biofilme*. 2002. 192f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357. Brasília, 2005. 23 p.

CARVALHO JÚNIOR, Orlando de. *Aprimoramento de um biofiltro aerado submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado*. 2004. 85f. Dissertação (Mestrado em hidráulica e saneamento) – Escola Politécnica de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

CARVALHO JÚNIOR, O.; POVINELLI, J. *Biofiltro Aeróbio Submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais...Campo Grande: ABES. CD ROOM, 11 p.

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544 p.

COSTA, Rejane Helena Ribeiro da. *Contrôle du biofilme developpe dans un lit fluidisé triphasique en epuration carbonée aérobie*. 1989. Tese (Doutorado em Tratamento de Água) – Institute National des Sciences Appliqués, Toulouse, França, 1989.

COSTERTON, W. J.; WILSON, M. *Introducing Biofilms*. *Biofilms*. V. 1, 2004. p. 1-4.

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. New York, USA: McGraw-Hill, 1998, 1084 p.

DEL POZO, R.; DIEZ, V. *Organic matter removal in combined anaerobic-aerobic fixed-film bioreactors*. *Water Research*. V. 37, 2003. p. 3561-3568.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. *Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes*. *Enzyme and Microbial Technology*. V. 27, 2000. p. 37-42.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. *Effects of operating parameters on performance of nitrification and denitrification processes*. *Bioprocess Engineering*. V. 23, 2000. p. 75-80.

DOMINGUES, L. M.; SECO, E. L. V.; NOUR, E. A. A. *Partida de um sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais...Campo Grande: ABES. CD ROOM, 7 p.

ELEENTER, D.; MILFERSTEDT, K.; ZHANG, W.; HAUSNER, M.; MORGENROTH, E. *Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm*. *Water Research*, v. 41, 2007. p. 4657-4671.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA S.A. Síntese da Malacocultura Catarinense. *Relatório*. Florianópolis, 2004. 17p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Nutrient Reduction in Domestic Wastewater from Individual Residential Homes*. Report. New Jersey, USA: NSF International, , 2003. 102p.

GÁLVEZ, J. M.; GÓMEZ, M. A.; HONTORIA, E.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, J. *Influence of hydraulic loading and air flowrate on urban wastewater nitrogen removal with a submerged fixed-film reactor*. Journal of Hazardous Materials, v. 101, 2003. p. 219-229.

GAVRILESCU, M.; MACOVEANU, M. *Attached-growth process engineering in wastewater treatment*. Bioprocess Engineering, v. 23, 2000. p. 95-106.

GONÇALVES, R.F., ARAÚJO, M. G. *Entrada em regime permanente de um Biofiltro Aerado Submerso tratando esgoto sanitário da região de Camburi - Vitória (ES)*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES. CD ROOM, 12 p.

GONÇALVES, R.F., PASSAMANI, F.P.S., SILVA, A.L.B., MARTINELI, G. BAUER, D.G. *Associação de um reator UASB e biofiltros aerados submersos para tratamento de esgoto sanitário*. Pós tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – coletânea de Trabalhos técnicos. PROSAB, V.1, 2000.

GRAY, N. F. *Biology of Wastewater Treatment*. 2º ed. London: Imperial College Press, 2004. 1421 p.

HAMLIN, H. J.; MICHAELS, J. T.; BEAULATON, C. M.; GRAHAM, W. F.; DUTT, W.; STEINBACH, P.; LOSORDO, T. M.; SCHRADER, K. K.; MAIN, K. L. *Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture*. Aquaculture Engineering, v. 38, 2008. p. 79-92.

HAN, S.; YUE, Q.; YUE, M.; GAO, B.; ZHAO, Y.; CHENG, W. *Effect of sludge-fly ash ceramic particles (SFCA) on synthetic wastewater treatment in an A/O combined biological aerated filter*. Bioresource Technology, v.100, 2009. p. 1149-1155.

HIRAKAWA, C., PIVELI, R. P.; SOBRINHO, P. A. *Biofiltro Aerado Submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário*. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.7, 2002. 13 p.

HOFFMANN, H.; COSTA, T. B.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. *Uso de cascas de ostras para estabilização de processos aeróbios de tratamento de esgotos com baixa alcalinidade*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES. CD ROOM, 7 p.

JORDÃO, Eduardo Pacheco. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ª Ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

KAPELLOS, G. E.; ALEXIOU, T.S.; PAYATAKES, A. C. *Hierarchical Simulator os biofilm growth and dynamics in granular porous materials*. *Advances in Water Resources*, v.30, 2007. p. 1648-1667.

KREFT, J. U. *Conflicts of interest in biofilms*. *Biofilms*. V. 1, 2004. p. 265-276.

LEWANDOWSKI, Z.; WEBB, D.; HAMILTON, M.; HARKIN, G. *Quantifying biofilm structure*. *Water Science and Technology*, v.39, n.7, 1999. p. 71-76.

LIMA, A. B. B. V., GADOTTI, R. F. e DANIEL, L. A. *Pós- tratamento de efluentes de reator anaeróbio em sistema combinado constituído de ozonização e filtro biológico aeróbio submerso*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES. CD ROOM, 7 p.

MAGRI, M. E.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S. *Aplicação de biofiltros aerados submersos com os meios suportes: cascas de ostras e tampas de polietileno, no pós-tratamento de efluentes de um tanque séptico*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: ABES. CD ROOM, 12 p.

MARCHETTO, M.; GEANOTTI, E.P.; CAMPOS, J.R.; PIRES, R.C.; MORAES, E. *Estimate os denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon*. *Brazil Journal of Microbiology*, v.34, 2003. p. 104-110.

MATSUMOTO, T.; ROSSI, C. H.; PERON FILHO, O. *Uso de Biofiltro Aerado Submerso para oxidação de Sulfetos em Efluente de Reator Anaeróbio de Curtume*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES. CD ROOM, 8 p.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 4th ed. New York, USA: McGraw-Hill, 2003. 1334p.

MORGAN-SAGASTUME, J. M.; NOYOLA, A. *Evaluation of an aerobic submerged filter packed with volcanic scoria*. *Bioresource Technology*, v.99, 2008. p. 2528-2536.

NASCIMENTO, M. C. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; GARCIA, P. B. S. *Avaliação de filtros biológicos aeróbios como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9. 2000, Porto Seguro. Anais... Porto Seguro: ABES. CD ROOM, 9 p.

OSORIO, F.; HONTORIA, E. *Wastewater treatment with a double-layer submerged biological aerated filter, using waste materials as biofilm support*. Journal of Environmental Management. V.65, 2002. p. 79-84.

PASSAMANI, F. R. F.; BOF, V. S.; FIGUEIREDO, K. F.; MOTTA, J. S.; ROCHA, V. J.; GONÇALVES, R.F. *Remoção de coliformes fecais e patógenos em um conjunto UASB-BF tratando esgoto sanitário*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES. CD ROOM, 8 p.

PHILIPPI, Luiz Sérgio. *Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1993, Natal. Anais... Natal: ABES, 1993. Vol. 2, tomo I, p. 633-642.

RIJN, J. V.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J. *Denitrification in recirculating systems: Theory and applications*. Aquacultural Engineering. V.34, 2006. p. 364-376.

RITTMANN, Bruce. *The significance of biofilms in porous media*. Water Resources Research, v. 29, n.7, 1993. p. 2195-2202.

RIVERA, A.F.; MICHEL, J.P.; CASTRO, J.Z. *Characterization and performance of constructed nitrifying biofilms during nitrogen bioremediation of a wastewater effluent*. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, v.34, 2007. p. 279-287.

ROGALLA, F.; BADARD, M.; HANSEN, F.; DANSHOLM, P. *Upscaling a compact nitrogen removal process*. Water Science and Technology, v.26, 1992. p. 1067-1076.

RYU, H-D.; KIM, D.; LIM, H-E.; LEE, S-I. *Nitrogen removal from low carbon-to-nitrogen wastewater in four-stage biological aerated filter system*. Process Biochemistry, v.43, 2008. p. 729-735.

SANTA CATARINA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Fundação do Meio Ambiente. Decreto nº 14250. Florianópolis, 1981.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado da Saúde. Diretoria de Vigilância Epidemiológica. Destino de esgoto por municípios e regionais de saúde, segundo SIAB – Sistema de informação da atenção básica e CASAN – Companhia Catarinense de águas e saneamento. *Relatório*. Florianópolis, 2006. 16 p.

SANTOS, A. S. P.; VOLSCHAN JR, I.; JORDÃO, E. P.; AZEVEDO, J. P. S. *Desempenho de filtro biológico percolador segundo dois diferentes meios suportes plásticos*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES. CD ROOM, 6 p.

SCHRAMM, A. DE BEER, D.; GIESEKE, A.; AMANN, R. *Microenvironments and distribution of nitrifying bacteria in a membrane-bound biofilm*. Environmental Microbiology, v.2, n.6, 2000. p. 680-686.

SILVA, Denyo. *Resíduo sólido da malacocultura: caracterização e potencialidade de utilização de conchas de ostras e mexilhão*. 2007. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA, A. L. B.; ANDRADE, M. C. F. E.; LOUZADA, A. G.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. *Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES CD ROOM, 9 p.

SENGUPTA, S.; ERGAS, S.; LOPEZ-LUNA, E.; SAHU, A. K.; PALANISWAMY, K. *Autotrophic biological denitrification for complete removal of nitrogen from septic system wastewater*. Water, Air and Soil Pollution, v.6, 2006. p. 111-126.

SOUSA, Rafael Gonçalves de. *Estudo de pozolana autoclavada baseada em óxido de cálcio derivado da concha da ostra Crassostrea gigas*. 2008. 51f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

SOUZA, Vanessa Pereira de. *Concepção inovadora e avaliação de desempenho de um sistema compacto de tratamento de esgotos domiciliares*. 2004. 195f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

TALLEC, G.; GARNIER, J.; GOUSAILLES, M. *Nitrogen removal in a wastewater treatment plant through biofilters: nitrous oxide emissions during nitrification and denitrification*. *Bioprocess and Biosystem Engineering*, v.29, 2006. p. 323-333.

VOGEL, A. L. *Análise Inorgânica Qualitativa*. 4ª ed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro - RJ, 1981. 660 p.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V.1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996. 243 p.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Wastewater biology: the life process*. Alexandria – USA, 1994.

XIE, W.; WANG, Q.; SONG, G.; KONDO, M.; TERAOKA, M.; OHSUMI, Y.; OGAWA, H. I. *Upflow biological filtering with floating filter media*. *Process Biochemistry*, v.39, 2004. p. 765-770.

YU, Y.; FENG, Y.; QIU, L.; HAN, W.; GUAN, L. *Effect of grain-slag media for the treatment of wastewater in a biological aerated filter*. *Bioresource Technology*, v.99, 2008. p. 4120-4123.

APÊNDICE 1 – Projeto executivo do sistema experimental de tratamento de esgoto.