



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

Raquel Simões Oliveira Franco

**Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado
com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto**

Rio de Janeiro

2009

Raquel Simões Oliveira Franco

Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto

Dissertação apresentada como, requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientador: Prof^o. João Alberto Ferreira

Co-orientadora: Prof^a. Daniele Maia Bila

Rio de Janeiro

2009

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/CTC/B

F825 Franco, Raquel Simões Oliveira
Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com
esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto. – 2009.

109 f. : il.

Orientador: João Alberto Ferreira
Co-orientadora: Daniele Maia Bila

Curso de Especialização em Engenharia Sanitária e Ambiental
– Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia

1. Esgoto – Tratamento. 2. Lodo – Saneamento. 3. Lixiviados
I. Ferreira, João Alberto. II. Bila, Daniele Maia. III. Título.

CDU 628

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese.

Assinatura

Data

Raquel Simões Oliveira Franco

Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em: _____

Banca Examinadora: _____

Prof. João Alberto Ferreira (Orientador)
Faculdade de Engenharia / UERJ

Prof. Gandhi Giordano
Faculdade de Engenharia / UERJ

Prof.^a Juacyara Carbonelli Campos
Escola de Química / UFRJ

Rio de Janeiro

2009

**Aos que tem se empenhado na
redução de impactos ao meio ambiente.**

AGRADECIMENTOS

A Deus que tem derramado bênção sem medidas sobre a minha vida mostrando sempre o seu imenso amor.

Ao grande amor da minha vida, meu marido Wesley, que esteve ao meu lado durante toda essa jornada e não me deixou desperdiçar minutos de produção.

Aos meus amados pais, Wislei e Sueli e meus irmãos Samuel, Priscila, Jean e Débora, que em todo tempo não só me incentivaram como disponibilizaram toda ajuda necessária.

Ao meu querido Tio Ziel Machado, grande incentivador.

Aos meus amigos Sandro Natalino, Gustavo Amaral, Carlos Eduardo e Andréia Nascimento, Fábio e Rosinha Quintanilha, que mesmo sem atuarem diretamente, viveram todos os dias da pesquisa ao meu lado.

Ao grande amigo Valdemir P. da Silva Jr. por toda disponibilidade para me auxiliar.

Aos queridos professores e amigos João Alberto Ferreira, Camille Manarinno, Daniele Bila, Elizabeth Ritter e Juacyara Campos, que tanto me apoiaram, incentivaram e ensinaram.

Ao Prof. Gandhi Giordano pelo apoio concedido.

À Águas de Niterói e em particular, aos seus funcionários que atuam na ETE Icaraí que auxiliaram e deram apoio ao trabalho de pesquisa. Às amigadas iniciadas na ETE de Icaraí ao longo do desenvolvimento da pesquisa: Madalena, Lúcia, Amaral, Valtair, Sr Jorge, Álvaro, Gustavo, e tantos outros.

À CLIN e seus funcionários.

À TECMA e seus funcionários.

Ao amigo Jair que auxiliou nas coletas e às estagiárias, Daphnie, Carol, Mariana e Marina e aos funcionários do LES/UERJ que com empenho contribuíram nas análises laboratoriais.

Ao Laboratório de Tecnologia Ambiental/UFRJ e especificamente à Magali e à Bruna, que realizaram as análises de COD.

RESUMO

FRANCO, Raquel Simões Oliveira. Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto. Brasil, 2009, 109f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos possuem um potencial poluidor que necessita de atenção por parte das autoridades no assunto – Universidade, Estado, Iniciativa Privada. Atualmente têm sido pesquisadas tecnologias para esse tratamento que sejam capazes de assimilar as variações de volume e de carga orgânica dos mesmos. O tratamento biológico combinado de lixiviados em Estações de Tratamento de Esgoto mostra-se uma alternativa viável. Neste trabalho foi avaliado o tratamento combinado de lixiviado e esgoto em uma Planta Piloto de lodos-ativados, instalada na ETE de Icaraí/Niterói (RJ). O estudo foi desenvolvido com percentuais de lixiviado nas proporções de 0,5 a 2,5% em relação ao esgoto (volume/volume). Em termos de carga de DQO, os percentuais foram de 1,9 a 8,7% de carga equivalente ao lixiviado adicionado. Na Planta Piloto os resultados indicaram redução média de DQO de 73% ao longo de todo o monitoramento, sendo alcançadas remoções acima de 90%. Valores médios de DQO remanescente no efluente da planta piloto variaram de 43 a 134mg/L. Quanto às remoções médias de nitrogênio amoniacal foram alcançados valores de 80 a 97%. A redução de matéria orgânica, em termos de COD foi de 73%. Também foram monitorados reatores aeróbios em bancada de modo a avaliar possíveis interferências no desenvolvimento do lodo biológico. Foram operados reatores em regime de batelada e em regime contínuo. Os reatores não indicaram prejuízos ao lodo biológico em função do acréscimo de lixiviado para os percentuais de mistura 0,5 a 2,5% de lixiviado. Foram observadas reduções de DQO acima de 80%. As remoções de nitrogênio amoniacal foram maiores no reator operado em regime de batelada (>80%). Os resultados obtidos demonstram a viabilidade técnica do tratamento combinado e não indicaram interferência negativa no tratamento, em se tratando de redução de DQO, com o aumento da percentagem de lixiviado. Problemas na sedimentabilidade do lodo biológico foram observados ao longo de todo o período de operação da planta piloto, não havendo indicação de perda de sua qualidade em função das diferentes concentrações de lixiviado na alimentação.

Palavras-Chave: lixiviado, esgoto doméstico, tratamento combinado, lodos ativados

ABSTRACT

FRANCO, Raquel Simões Oliveira. Evaluation of the efficiency of the combined treatment of leachate with domestic sewage in sewage treatment plants. Brasil, 2009. 109s.
Master of Environmental Engineering – College of Engineering, UERJ, Rio de Janeiro, 2009.

The leachate of municipal solid wastes landfills have a pollution potential that requires attention from public authorities, from universities, and private sector. Researches to leachate treatment considering its volume variation and organic charge has been developing in many places. Besides the effectiveness the researches have to considered economic aspects. The combined biological treatment of leachate in sewage treatment plants seems to be a viable alternative. This work evaluated the combined treatment of leachate and sewage in a pilot scale plant of activated sludge, installed in the sewage treatment plant of Icaraí/Niterói (RJ). The study was developed with percentages of leachate from 0,5 to 2,5% in relation of sewage (volume/volume). In terms of COD load, the percentages were of 1,9 to 8,7% of load equivalent to added leachate. In the pilot scale the results showed an average COD reduction of 73%, with some results above 90%. Average values of remaining COD in the effluent of the pilot scalet varied from 43 to 134 mg/L. As regards the average removals of ammonia nitrogen, values from 80 to 97%. The reduction of organic matter in terms of DOC was 73%. Aerobic bench scale reactors were also run in order to evaluate possible interference in the development of biological sludge. Batch and continuous reactors were operated. The reactors did not indicate damage to biological sludge due to the adding of leachate in percentages of 0,5 to 2,5%. COD reductions above 80% were observed. The removals of ammonia nitrogen were higher in batch reactor (>80%). The obtained results demonstrate the technical feasibility of combined treatment and did not indicate negative interference for COD reduction, with the leachate rate utilized. Throughout the operation period of the pilot plant problems with sludge sedimentation were observed, but it seems interfere very few in the treatment performance.

Key-words: leachate, sewage, combined treatment, activated sludge

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1. Destinação final de resíduos por regiões	01
Figura 2.1. Processo de degradação de resíduos em célula de aterro	07
Figura 2.2. Sequência da predominância relativa dos micro-organismos no tratamento de esgotos	23
Figura 2.3. Relação entre pH e taxa de nitrificação	25
Figura 2.4. Relação entre idade do lodo e nitrificação	26
Figura 2.5. Aterro controlado do Morro do Céu	27
Figura 2.6. Estação de Tratamento de Esgoto de Icaraí (Niterói/RJ)	28
Figura 3.1. Sistemas montados para estudo de biodegradabilidade	32
Figura 3.2. Esquema da planta piloto	33
Figura 3.3. Aerador sob base flutuante	33
Figura 3.4. Bomba dosadora	33
Figura 3.5. Caixa de acúmulo	34
Figura 3.6. Foto geral da planta piloto	35
Figura 3.7. Determinação do tempo de mistura - curva NaCl x condutividade	37
Figura 3.8. Reator operado em batelada	40
Figura 3.9. Reator operado em regime contínuo	40
Figura 4.1. Acompanhamento dos valores de DQO no teste de biodegradabilidade – Provetas 2 (afluente ete icaraí), 3 (1% de lixiviado), 4 (2% de lixiviado) e 5 (5% de lixiviado)	52
Figura 4.2. Reduções de DQO no teste de biodegradabilidade	53
Figura 4.3. Determinação do tempo de mistura - acompanhamento das concentrações de NaCl em função do tempo (valores médios, máximos e mínimos do teste realizado em duplicata)	54
Figura 4.4. Determinação do K_{La} – concentrações de OD em função do tempo	55
Figura 4.5. Determinação do K_{La} – curva $\ln[(c^*-c)/c^*]$ x t(min)	55

Figura 4.6. Representação gráfica (box-plot) da relação A/M (KgDQO/KgSSV.d) nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	58
Figura 4.7. Acompanhamento dos valores de DQO no afluente e efluente nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	60
Figura 4.8. Representação gráfica (box-plot) dos valores de DQO no afluente e efluente nas fases de operação I, II e III da planta piloto de lodos ativados	60
Figura 4.9. Acompanhamento das reduções dos valores de DQO no afluente e efluente nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	62
Figura 4.10. Representação gráfica (box-plot) da redução de DQO nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	62
Figura 4.11. Representação gráfica (box-plot) da redução de DBO ₅ nas fases II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	63
Figura 4.12. Representação gráfica (box-plot) dos valores de DBO ₅ nas fases II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	64
Figura 4.13. Acompanhamento dos valores de COD no afluente e efluente nas fases II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	64
Figura 4.14. Representação gráfica (box-plot) dos valores de COD nas fases II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	65
Figura 4.15. Acompanhamento dos valores de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente nas fases I e II de operação da planta piloto de lodos ativados	66
Figura 4.16. Representação gráfica (box-plot) das reduções de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	66
Figura 4.17. Acompanhamento das remoções de nitrogênio amoniacal nas fases I e II de operação da planta piloto de lodos ativados	68
Figura 4.18. Representação gráfica (box-plot) das remoções de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	68
Figura 4.19. Acompanhamento dos valores de alcalinidade nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	69
Figura 4.20. Acompanhamento dos valores de SSV e TCO do lodo biológico no tanque de aeração nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados.....	71
Figura 4.21. Taxa de consumo de oxigênio específica (SOUR) do lodo biológico no tanque de aeração nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados.....	71

Figura 4.22. Relação SSV/SST do lodo biológico no tanque de aeração nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	72
Figura 4.23. Representação gráfica (box-plot) do índice volumétrico do lodo biológico no tanque de aeração nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	73
Figura 4.24. <i>aspidisca</i>	73
Figura 4.25. <i>euplotes</i>	73
Figura 4.26. <i>anelídeo</i>	74
Figura 4.27. <i>nematóide</i>	74
Figura 4.28. <i>rotíferos</i>	74
Figura 4.29. Colônia de <i>penduculados</i>	74
Figura 4.30. Lodos ativados	75
Figura 4.31. Acompanhamento dos valores de SST do afluente e efluente nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	75
Figura 4.32. Representação gráfica (box-plot) dos valores de SST nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	77
Figura 4.33. Representação gráfica (box-plot) dos valores de turbidez nas fases I e II de operação da planta piloto de lodos ativados	77
Figura 4.34. Representação gráfica (box-plot) da eficiência de redução de turbidez nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	78
Figura 4.35. Representação gráfica (box-plot) da redução de cor nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	79
Figura 4.36. Representação gráfica (box-plot) dos valores de cor nas fases I, II e III de operação da planta piloto de lodos ativados	79
Figura 4.37. Acompanhamento da relação A/M (KgDQO/KgSSV.d) nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	81
Figura 4.38. Acompanhamento dos valores de DQO do reator operado em batelada na fase I (0,5 a 1,0%)	82
Figura 4.39. Acompanhamento dos valores de DQO do reator operado em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	82

Figura 4.40. Representação gráfica (box-plot) dos valores de DQO dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	83
Figura 4.41. Representação gráfica (box-plot) das reduções de DQO nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	83
Figura 4.42. Representação gráfica (box-plot) dos valores de nitrogênio amoniacal dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	84
Figura 4.43. Representação gráfica (box-plot) da remoção de nitrogênio amoniacal nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	85
Figura 4.44. Acompanhamento dos valores da TCO específica dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	86
Figura 4.45. Acompanhamento dos valores de SSV dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	86
Figura 4.46. Acompanhamento da relação SSV/SST nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I (0,5 a 1,0%)	87
Figura 4.47. Acompanhamento da relação A/M (KgDQO/KgSSV.d) nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	89
Figura 4.48. Acompanhamento dos valores de DQO do reator operado em batelada na fase II (2,0 a 2,5%)	90
Figura 4.49. Acompanhamento dos valores de DQO do reator operado em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	90
Figura 4.50. Representação gráfica (box-plot) dos valores da DQO dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	91
Figura 4.51. Representação gráfica (box-plot) das reduções de DQO nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	91
Figura 4.52. Representação gráfica (box-plot) dos valores de nitrogênio amoniacal dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	92
Figura 4.53. Representação gráfica (box-plot) das remoções de nitrogênio amoniacal alcançadas nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	92
Figura 4.54. Acompanhamento dos valores da TCO específica dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	93

Figura 4.55. Acompanhamento dos valores de SSV dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	94
Figura 4.56. Acompanhamento da relação SSV/SST nos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase II (2,0 a 2,5%)	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Características das fases de degradação em uma célula de aterro	07
Tabela 2.2. Características de lixiviados de diversos aterros	09
Tabela 2.3. Processos de tratamento aplicáveis no tratamento de lixiviados de aterros	11
Tabela 2.4. Eficiências no tratamento de lixiviados	12
Tabela 2.5. Parâmetros para seleção de processos de tratamento de lixiviados	13
Tabela 2.6. Condições operacionais de pesquisa de tratamento combinado realizada por Kelly (1987)	15
Tabela 2.7. Resultados alcançados em pesquisa de tratamento combinado realizada por Kelly (1987)	16
Tabela 2.8. Dados de pesquisas de tratamento combinado de lixiviado por lodos ativados	19
Tabela 2.9. Observações referentes à Tabela 2.8	20
Tabela 2.10. Eficiências típicas do processo de lodos ativados	21
Tabela 2.11. Parâmetros aplicáveis a algumas das variações do processo de lodos ativados1	21
Tabela 2.12. Padrões de lançamento de efluentes para alguns parâmetros	29
Tabela 3.1. Teste de Biodegradabilidade – Amostras estudadas	31
Tabela 3.2. Determinação do tempo de mistura - Dados da curva de calibração	36
Tabela 4.1. Valores médios de vazões de esgoto e lixiviados afluentes à ETE Icaraí	46
Tabela 4.2. Características do afluente da ETE Icaraí, do esgoto bruto tratado na ETE Icaraí e do lixiviado do Aterro do Morro do Céu – Niterói/RJ	47
Tabela 4.3. Características do lixiviado do Aterro do Morro do Céu coletado na última elevatória	48
Tabela 4.4. Caracterização de lixiviados dispostos na ETE Icaraí	49
Tabela 4.5. Estimativa da parcela de carga orgânica relativa ao lixiviado na ETE de Icaraí	49
Tabela 4.6. Caracterização das amostras utilizadas nos Teste de Biodegradabilidade	50

Tabela 4.7. Resultados de SSV e TCO _{esp} dos testes de biodegradabilidade	51
Tabela 4.8. Caracterização das misturas de alimentação da planta piloto de lodos ativados nas fases I, II e III de operação	56
Tabela 4.9. Estimativa da parcela de carga orgânica na planta piloto relativa ao lixiviado	57
Tabela 4.10. Relação Alimento e Micro-organismos	59
Tabela 4.11. Resultados da análise estatística aplicada aos dados de DQO das amostras do afluente e do efluente da planta piloto	61
Tabela 4.12. Resultados da análise estatística aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal das amostras do afluente e do efluente da planta piloto	67
Tabela 4.13. Valores de Nitrato no afluente e efluente na fase II de operação da planta piloto de lodos ativados	69
Tabela 4.14. Caracterização da mistura de alimentação dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I	80
Tabela 4.15. Estimativa da parcela de carga orgânica proveniente do lixiviado nos reatores em relação à carga total afluente na Fase I	80
Tabela 4.16. Caracterização da mistura de alimentação dos reatores em batelada e contínuo operados na fase II	87
Tabela 4.17. Estimativa da parcela de carga orgânica proveniente do lixiviado nos reatores em relação à carga total afluente na Fase II	88
Tabela 4.18. Resumo dos dados obtidos no monitoramento da planta piloto e dos reatores em escala de bancada	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	Alimento/micro-organismo
ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária
AGV	Ácidos graxos voláteis
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASCE	<i>American Society of Civil Engineers</i>
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
Ca ²⁺	Íon sulfato
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CECA	Comissão Estadual de Controle Ambiental
CH ₄	Metano
CISA	<i>Sanitary Environmental Engineering Centre</i>
Cl ⁻	Íon cloro
CLIN	Companhia de Limpeza de Niterói
CO ₂	Gás carbônico
CO ₂ ⁺	Íon cobalto
COCl ₂	Cloreto de cobalto
COD	Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias
DBO ₂₀	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 20 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
H ⁺	Íon hidrogênio
H ₂ CO ₃	Ácido carbônico
H ₂ O	Água
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IVL	Índice volumétrico do lodo
K_{La}	Coefficiente Global de Transferência de Oxigênio
LES	Laboratório de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente da Faculdade de Engenharia da UERJ
Mg^{2+}	Íon magnésio
MSW	<i>Municipal Solid Wastes</i>
N_2	Molécula de nitrogênio
N_2O	Óxido nitroso
Na^+	Íon sódio
Na_2SO_3	Sulfito de sódio
Na_2SO_4	Sulfato de sódio
NaCl	Cloreto de sódio
$NH_4H_2PO_4$	Fosfato de monoamônio
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
NO	Monóxido de nitrogênio
NO_2^-	Íon nitrito
NO_3^-	Íon nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
OG	Óleos e graxas
pH	Potencial de Hidrogênio
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
POAs	Processos Oxidativos Avançados
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
R^2	Coefficiente de correlação
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SILUBESA	Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
SO_4^{2-}	Íon sulfato
SOUR	<i>Specific Oxygen Uptake Rate</i>
SS	Sólidos sedimentáveis
SST	Sólidos suspensos totais
SSTA	Sólidos suspensos no tanque de aeração
SSV	Sólidos suspensos voláteis

SSVTA	Sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração
ST	Sólidos totais
TCO	Taxa de consumo de oxigênio
TCO _{esp}	Taxa de consumo de oxigênio específica
TDH	Tempo de detenção hidráulico
TDL	Tempo de detenção do lodo
TECMA	Tecnologia em Meio Ambiente Ltda
TOXCHEM+	<i>Toxic Chemical Modeling Program for Water Pollution Control Plants</i>
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UC	Unidade de Cor
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UN	United Nations
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
USP	Universidade de São Paulo
VETEC	Vetec Engenharia Ltda
WPCF	<i>Water Pollution Control Federation</i>

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	01
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	04
2.1.	Lixiviados - Propriedades e características	04
2.2.	Processos de tratamento de lixiviado	10
2.3.	Tratamento combinado de lixiviado e esgoto	13
2.4.	Processo de lodos ativados	20
2.4.1.	<u>Atividade microbiana</u>	21
2.4.2.	<u>Remoção de nitrogênio</u>	24
2.5.	Aterro Controlado do Morro do Céu	27
2.6.	Estação de Tratamento de Esgoto de Icarai – Niterói (RJ)	28
2.7.	Legislações para lançamento de efluentes	28
3.	MATERIAS E MÉTODOS	30
3.1.	Monitoramento da ETE Icarai	30
3.2.	Teste de biodegradabilidade	31
3.3.	Reator em escala Piloto	32
3.3.1.	<u>Testes Hidrodinâmicos</u>	35
3.3.1.1.	Determinação do Tempo de Mistura	36
3.3.1.2.	Determinação do Coeficiente Global de Transferência de Oxigênio (K_{La})	37
3.3.2.	<u>Operação da Planta Piloto</u>	38
3.4.	Reatores em escala de bancada	40
3.4.1.	<u>Operação dos reatores de bancada</u>	41
3.5.	Metodologia analítica dos parâmetros monitorados	42
3.5.1.	<u>Reagentes</u>	42
3.5.2.	<u>Parâmetros monitorados</u>	42
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
4.1.	Monitoramento da ETE Icarai	46
4.1.1.	<u>Monitoramento das vazões de esgoto e lixiviado destinados na ETE Icarai</u>	46
4.1.2.	<u>Caracterização de afluentes destinados na ETE Icarai</u>	47
4.1.3.	<u>Avaliação do acréscimo de carga devida à presença de lixiviado</u>	49

4.2.	Teste de biodegradabilidade	50
4.3.	Reator em escala Piloto	53
4.3.1.	<u>Testes Hidrodinâmicos</u>	53
4.3.1.1.	Determinação do Tempo de Mistura	53
4.3.1.2.	Determinação do $K_L a$	54
4.3.2.	<u>Monitoramento da planta piloto</u>	56
4.3.2.1.	Caracterização dos efluentes de alimentação da planta e avaliação da carga orgânica relativa ao lixiviado	56
4.3.2.2.	Relação A/M e idade do lodo	58
4.3.2.3.	Eficiência de redução de DQO	59
4.3.2.4.	Eficiência de redução de DBO	63
4.3.2.5.	Eficiência de remoção de Carbônico Orgânico Dissolvido	64
4.3.2.6.	Monitoramento de nitrogênio amoniacal, alcalinidade, nitrato e nitrito	65
4.3.2.7.	Monitoramento e avaliação do lodo biológico	70
4.3.2.8.	Acompanhamento dos valores de SST, turbidez e cor	75
4.4.	Monitoramento dos reatores em escala de bancada	80
4.4.1.	<u>Primeira fase de operação (0,5 a 1,0% de lixiviado)</u>	80
4.4.2.	<u>Segunda fase de operação (2,0 a 2,5% de lixiviado)</u>	87
4.5.	Resumo do monitoramento da planta piloto e dos reatores operados em bancada	95
5.	CONCLUSÕES	97
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99

1. INTRODUÇÃO

A quantidade de lixo gerada pela sociedade é crescente em todo o mundo. Padrões de produção e consumo vigentes vêm priorizando os materiais e produtos descartáveis, não considerando a necessidade de manutenção de uma sustentabilidade ambiental. Na Agenda 21, da conferência ECO-92, é prevista a duplicação da quantidade de resíduos produzidos no mundo até o ano de 2010, em relação aos valores de 1990, e a quadruplicação até o ano de 2025 (UNITED NATIONS, 1992).

Quando os resíduos gerados são dispostos diretamente no solo, o meio ambiente (aquático, atmosférico e terrestre), a saúde pública e o meio social podem ser impactados.

Segundo o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (SNIS, 2006), dos resíduos que sofrem alguma destinação, 61,4% seguem para aterros sanitários, 25% para aterros controlados e 13,3% são dispostos em lixões. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2002), a parcela disposta em aterros sanitários e controlados soma 73% (Figura 1.1). Observa-se que tais informações são contestadas por autores diante de informações obtidas diretamente de órgãos ambientais e diagnósticos realizados pela UFPE. (JUCÁ, 2002).

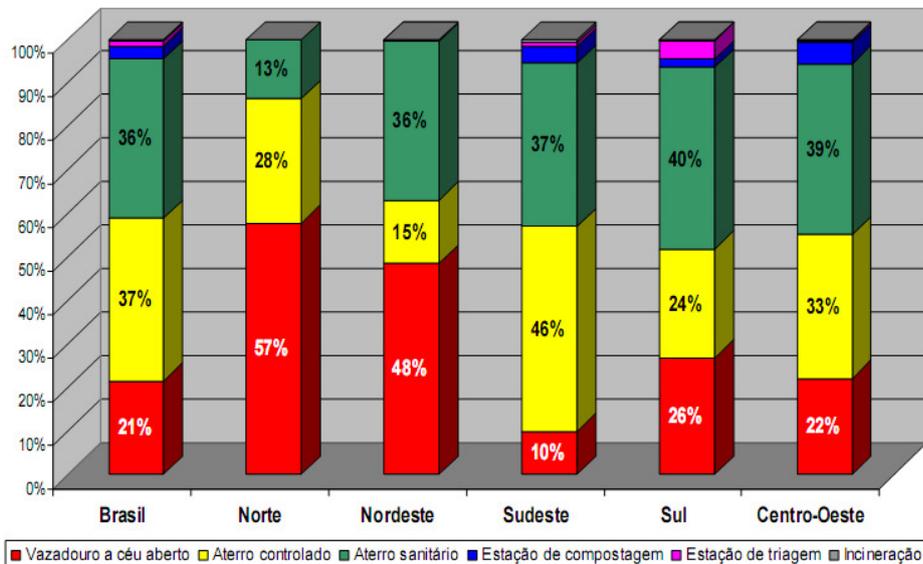


FIGURA 1.1 – DESTINAÇÃO FINAL DE RESÍDUOS POR REGIÕES
 Fonte: JUCÁ, 2002.

Mesmo quando os resíduos são dispostos em aterros, devem ser tomadas medidas de controle ambiental. No processo de percolação de líquidos pelas camadas de lixo, quando

ocorre solubilização de substâncias orgânicas e inorgânicas é gerado o lixiviado. Este deve ser tratado adequadamente impedindo, principalmente, a perda de qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Os lixiviados são de grande potencial poluidor, apresentando altas concentrações orgânicas. Quando em contato com cursos d'água resulta na queda de oxigênio dissolvido além de outros prejuízos causados por substâncias tóxicas.

A variabilidade das características dos lixiviados, além de influenciadas por fatores climáticos, qualidade e quantidade dos resíduos dispostos e pela própria operação do aterro, são influenciadas pela idade do aterro, em função do estágio de decomposição biológica dos resíduos. Além de serem elevados, os custos com o tratamento do lixiviado prolongam-se até após o encerramento do aterro, visto que a sua geração pode ocorrer ainda por décadas (COSSU *et al*, 1998; MARTINEN; KETTUNEN; RINTALA, 2003).

Uma alternativa para o tratamento de lixiviado é o tratamento combinado com esgoto doméstico. Christensen, Cossu e Stegmann (1998) afirmam que este é o tipo de tratamento mais usado mundialmente e que pode ter um bom funcionamento dependendo da relação entre as quantidades de lixiviado e esgoto.

No Brasil, o tratamento combinado de lixiviado de aterros em estações de tratamento de esgoto sanitário já é utilizado em alguns locais, podendo ser citados os aterros sanitários Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, em São Paulo (SP); da Extrema, em Porto Alegre (RS); Salvaterra, em Juiz de Fora (MG), de Belo Horizonte (MG) e o aterro do Morro do Céu, em Niterói (RJ) (FACCHIN *et al*, 2000; FERREIRA *et al*, 2005; PAGANINI; BOCCHIGLIERI; LOPES, 2003). No entanto, há muitos fatores que devem ser avaliados ao se ter o tratamento combinado de lixiviado como uma opção. Bocchiglieri (2005) cita os seguintes:

- A capacidade para recirculação do lixiviado na massa do aterro;
- A proximidade do sistema de tratamento de esgoto;
- O custo de transporte do lixiviado ao local de tratamento;
- A viabilidade técnica e econômica da interligação ao sistema público via rede coletora;
- A existência de uma planta de tratamento com capacidade e disponibilidade para o recebimento do lixiviado;
- A carga poluente do lixiviado;
- O atendimento à legislação pertinente para ligação à rede coletora ou para lançamento em corpos d'água, após o tratamento local.

O presente trabalho de pesquisa é parte integrante das pesquisas no âmbito do PROSAB, edital 5, Subtema 3 – Resíduos sólidos, que tem como foco pesquisas relativas ao tratamento, disposição e reciclagem de resíduos sólidos, com ênfase no tratamento do lixiviado e tendo em vista a proteção dos corpos de água. O objetivo geral desta pesquisa é o de avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Os objetivos específicos são:

1. Monitoramento dos afluentes de sistema real que realiza o tratamento combinado de lixiviado e esgoto.
2. Monitoramento de tratamento combinado através de processo biológico em escala piloto;
3. Avaliação da eficiência e condições operacionais do tratamento combinado em sistema piloto;
4. Monitoramento de tratamento combinado através de processo biológico em escala de bancada operado em batelada e em fluxo contínuo;
5. Avaliação dos efeitos na qualidade da biomassa causados pela adição de lixiviado no processo biológico aeróbio.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lixiviados – Geração e características

Os resíduos sólidos dispostos em aterros sofrem estabilização a partir de processos físicos, químicos e biológicos. Desta forma, o processo de formação do lixiviado pode ser influenciado por diversos fatores, como climatológicos (como regime de chuvas, infiltração, evapotranspiração, escoamento superficial, acúmulo de umidade no solo, temperatura), relativos aos resíduos sólidos (como composição e teor de umidade inicial), relativos ao tipo de disposição (como compactação, idade do aterro, solo de cobertura e profundidade do aterro). No entanto, a presença ou ausência de macronutrientes e micronutrientes ou de elementos inibidores também interferem na geração do lixiviado. (BOCCHIGLIERI, 2005).

A vazão de lixiviado gerado também é um fator que apresenta muita variação ao longo do tempo. Antes de dois anos de funcionamento do aterro, a influência maior nas vazões geradas é a climática e sazonal. (MC BEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995). E as diversas variações do lixiviado com o tempo são, portanto importantes aspectos na definição do tratamento a ser aplicado. (HAMADA, 1997)

O processo de degradação dos resíduos dispostos em uma célula de aterro pode ser descrito em cinco fases, idealizadas para um volume homogêneo de resíduos. As fases são descritas a seguir e ilustradas na Figura 2.1. (CHRISTENSEN; COSSU, 1998; HEYER; STEGMANN; EHRIG, 1998)

■ FASE I

Nesta fase, a matéria orgânica facilmente degradada é decomposta aerobiamente enquanto o dióxido de carbono é gerado. É uma fase curta e se inicia assim que o resíduo é disposto no aterro.

■ FASE II

É a primeira fase anaeróbia intermediária e é caracterizada pela fermentação ácida. Nela são encontradas altas concentrações de ácidos voláteis, resultantes da atividade das bactérias fermentativas e acetogênicas o que, conseqüentemente, resulta na redução do pH do lixiviado (geralmente entre 5 e 6). O aumento de ânions e cátions é devido à lixiviação de materiais facilmente solúveis, podendo ser encontradas concentrações consideráveis de íons como Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ . Altas concentrações de metais pesados também são características dessa fase onde o lixiviado é caracterizado por alta concentração de DBO_5 (comumente acima

de 10000 mg/L), altos valores da relação DBO_5/DQO (em geral maiores que 0,7) e concentrações de amônia na faixa de 500 a 1000 mg/L.

■ FASE III

É iniciada com o lento crescimento das bactérias metanogênicas, que pode ser inibido pelo excesso de ácidos orgânicos voláteis que podem ser tóxicos para as bactérias metanogênicas. Enquanto a concentração de metano no gás aumenta, a concentração de hidrogênio, de dióxido de carbono e de ácidos graxos voláteis reduz. Devido à redução biológica do sulfato, há decaimento de sua concentração. A transformação dos ácidos graxos leva ao aumento dos valores de pH e alcalinidade, com conseqüentemente diminuição da solubilidade do cálcio, ferro, magnésio e metais pesados. Nesta fase a amônia começa a ser liberada.

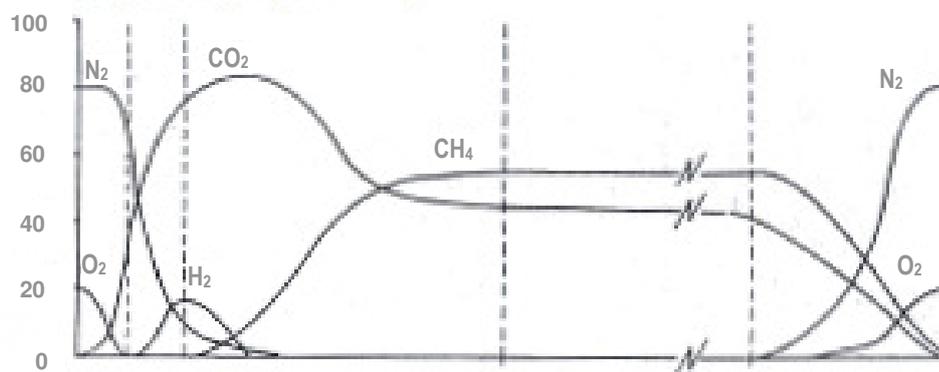
■ FASE IV

É a última fase de degradação anaeróbia e caracterizada por fermentação metanogênica. A variação de pH tolerável por bactérias metanogênicas é muito limitada e varia de 6 a 8. O lixiviado gerado nesta fase é caracterizado por valores de pH em torno de 7,0, baixas concentrações de ácidos voláteis e sólidos dissolvidos totais. Os valores de DBO_5 e da razão entre DBO_5 e DQO também são baixos e a amônia continua sendo liberada. A taxa de produção de metano é em geral superior a 50% do volume de gás, podendo alcançar valores em torno de 65%.

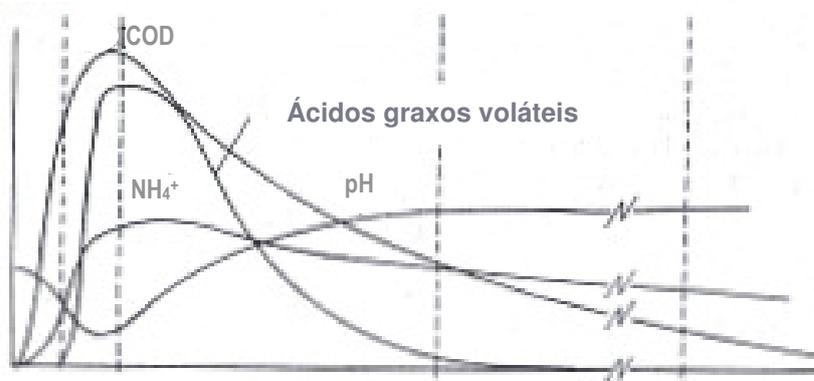
■ FASE V

Nesta última fase, onde somente os carbonos orgânicos mais refratários permanecem no aterro, a taxa de produção de metano será tão baixa que o nitrogênio começará a aparecer no gás do aterro novamente, graças à difusão da atmosfera. Zonas aeróbias aparecem nas camadas superiores do aterro.

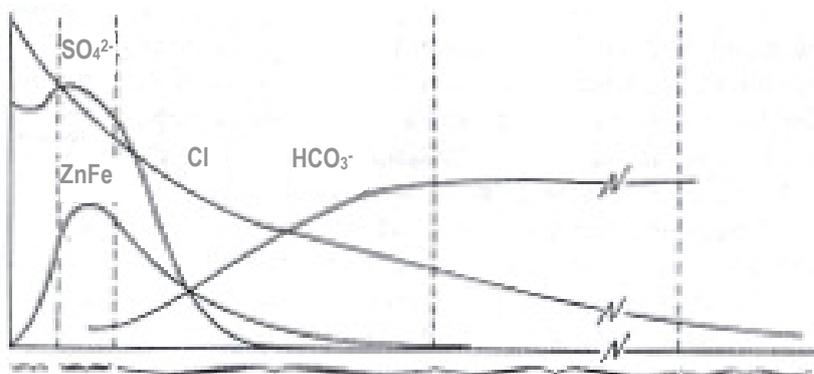
Composição do gás (% volume)



Chorume



Chorume



Fase I II III IV V

Fase I: Fase aeróbia

Fase II: Fase ácida

Fase III: Fase metanogênica intermediária

Fase IV: Fase metanogênica estabiliza

Fase V: Fase aeróbia final

FIGURA 2.1 – PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS EM CÉLULA DE ATERRO

Fonte: FARQUHAR, ROVERS; CHRISTENSEN, KJELDSSEN, 1989 apud HEYER; STEGMANN; EHRIG, 1998.

O resumo das características de cada fase é apresentado na Tabela 2.1.

TABELA 2.1. CARACTERÍSTICAS DAS FASES DE DEGRADAÇÃO EM UMA CÉLULA DE ATERRO

FASES	Características
Fase I Ajustamento Inicial	<ul style="list-style-type: none"> – Disposição dos resíduos, acúmulo de umidade – Subsidência inicial, cobertura da área – Início do processo de estabilização detectado por mudanças nos parâmetros ambientais
Fase II Transição	<ul style="list-style-type: none"> – Formação do lixiviado – Transição da fase aeróbia para a anaeróbia – Estabelecimento das condições de óxido-redução – Aparecimento de compostos intermediários (ácidos voláteis)
Fase III Formação de ácidos	<ul style="list-style-type: none"> – Predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa – Decréscimo do pH – Liberação de nutrientes com N e P que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa – Detecção da presença de hidrogênio, afetando a natureza e o tipo de produtos intermediários em formação
FaseIV Fermentação metânica	<ul style="list-style-type: none"> – Conversão em CH₄ e CO₂ dos produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação dos ácidos – O pH retorna à condição de tampão, controlado pelos ácidos voláteis – Precipitação e complexação de metais – Drástica redução da DQO do lixiviado com correspondente aumento na produção de gás
FaseV Maturação final	<ul style="list-style-type: none"> – Estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade – Escassez de nutrientes e paralisação da produção de gás – Predominância de condições ambientais naturais – Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos micro-organismo em substâncias húmicas complexadas com metais

Fonte: BIDONE ; POVINELLI (1999)

Um aterro real com células distintas, com diferentes idades e composição, pode apresentar um desenvolvimento diferenciado do modelo apresentado. Ressalta-se ainda que o

modelo idealizado não apresenta estimativas para a duração de cada fase prevista. A duração de cada uma depende de fatores abióticos da composição dos resíduos dispostos, da forma de operação do aterro, além de outras condições locais. A primeira fase de degradação descrita dura alguns dias enquanto as demais podem durar meses, anos ou décadas. (CHRISTENSEN; COSSU, 1998)

A razão entre DBO e DQO permite a visualização da biodegradabilidade do efluente, e é conseqüentemente um fator de influência na remoção de DQO. Quando esta relação encontra-se na faixa de 0,4 a 0,8 permite remoções de 90 a 98% de DQO com sistemas de lodo ativado, mas quando a razão DBO/DQO é menor que 0,3 a eficiência do sistema é baixa sendo alcançadas remoções de 32 a 35% em sistemas biológicos aeróbios. (KEENAN e PAPADOPULOS, *apud* BORGHI, 1998). Em estudo de Kruse, onde foram analisados lixiviados de 33 aterros da Alemanha, os resultados indicaram que na fase ácida a razão entre DBO e DQO é igual ou maior que 0,4 e na fase metanogênica esta relação é menor ou igual a 0,2. (HEYER, 1998).

Estudo realizado no Reino Unido, com amostras de diferentes aterros, indicou que lixiviados de aterros na fase metanogênica possuem concentração de cloreto superior a 500 mg/L e concentração de ácidos graxos voláteis inferior a 200 mg/L. A medição de nitrogênio amoniacal indicou concentrações em torno de 890 mg/L. Os valores de DQO foram em torno de 2000 mg/l, com DBO₅ tipicamente compreendendo 20% ou menos da DQO, e a DBO₂₀ cerca de 30%. A concentração média de metais pesados foi de 0,51mg/L, sendo a concentração máxima medida de 2,78 mg/L. Na avaliação de lixiviados de aterros na fase acetogênica, os resultados indicaram concentrações médias de DQO e DBO₅ de 36817 mg/L e 18632 mg/L, respectivamente. A concentração de metais pesados foi em torno de 1 mg/L e os resultados de nitrogênio amoniacal mostraram concentração média de 922 mg/L. (ROBINSON; GRONOW, 1998).

Na Tabela 2.2 são apresentadas algumas características de lixiviados provenientes de diferentes aterros brasileiros.

TABELA 2.2. CARACTERÍSTICAS DE LIXIVIADOS DE DIVERSOS ATERROS

	Parâmetros				
	<i>pH</i>	<i>DQO</i> (mg/L)	<i>DBO₅</i> (mg/L)	<i>Nitrogênio amoniacal</i> (mg/L)	<i>Cloretos</i> (mg/L)
Lixiviado de Gramacho-RJ ¹	8	3275	494	934	3534
Lixiviado do Jockey Club-DF ²	7,4-7,7	*	*	955	*
Lixiviado do Jangurussu-CE ²	8,5	6027	409	526	4204
Lixiviado de Niterói-RJ ³	7,7-8,7	5200-1150	2800-4000	*	22-42
Lixiviado de São Giacomo-RS ⁴	5,57-8,4	588-49680	99-26799	0,6-1258	*
Lixiviado de Porto Alegre-RS ⁵	7,6	298	61	47,3	*
Lixiviado de Biguaçu-SC ⁶	7,43-7,57	2370-8480	*	*	*
Lixiviado de Maceió ^{7 a}	8,0-8,3	216-7165	101-1260	21-1511	1143-3900
Lixiviado de Pirai – RJ ⁸	8,0	933	287	456	1280
Lixiviado de Bauru ^{9 b}	6,9-8,2	60000-96000	*	750-1880	4300-6600

* Não foi avaliado

^a referente à monitoramento de 12/2003 a 02/2007

^b referente à monitoramento de 06/1999 a 07/2000

Fonte: ¹ FERREIRA et al, 2001, ² OLIVEIRA et al, 1998; ³ SISINNO et al, 2000; ⁴ PESSIN et al, 1997; ⁵ KUAJARA et al, 1997; ⁶ LUZ apud SILVA, 2002, ⁷ NÓBREGA et al, 2007, ⁸ CAMPOS et al, 2002, ⁹ SEGATO; SILVA, 2000.

Observa-se na Tabela 2.2 alto concentração de nitrogênio amoniacal para a maioria dos lixiviados apresentados, sendo comum o aumento da razão entre nitrogênio amoniacal e nitrogênio Kjeldahl, ao longo dos anos, devido à degradação do nitrogênio orgânico e conseqüente geração de amônia. Outros contaminantes presentes no lixiviado são ácidos orgânicos voláteis, carbonos orgânicos voláteis, compostos xenobióticos e sais de íons inorgânicos (CASTILHOS Jr., 2003).

2.2 Processos de tratamento de lixiviado

Com a variabilidade das características dos lixiviados de aterros de resíduos sólidos em função do estado de decomposição dos resíduos há tipos de tratamento que são aplicados preferencialmente para os lixiviados chamados “novos” ou “velhos”. Para o tratamento de lixiviado “novo”, são mais indicados os processos biológicos, em função de maior parcela biodegradável em sua composição quando comparado ao lixiviado “velho”. Processos químicos como a coagulação, floculação, troca iônica e oxidação química apresentam melhores resultados no tratamento de lixiviado “velho”. (BOCCHIGLIERI, 2005).

Para aplicação em lixiviados novos ou velhos, apresentam melhores resultados dentre tratamento físicos os tratamentos por evaporação e as membranas, dentre outros como a flotação e filtração. (BOCCHIGLIERI, 2005).

Silva (2002), após estudos de diversos processos de tratamento de lixiviado, propõe que seja investigada a combinação entre técnicas de precipitação de metais, na forma de hidróxidos, e operações de arraste da amônia com o ar, que são processos que ocorrem em valores de pH elevado.

Os Processos oxidativos avançados (POAs), constituídos por reações de degradação oxidativa, são capazes de destruir contaminantes resistentes à biodegradação e têm sido utilizados no pré-tratamento de processos biológicos. É uma opção no tratamento de lixiviado “velho”, sendo possível a destruição completa de poluentes. Este processo pode ser incrementado com fotólise direta com radiação ultra-violeta e com ozônio ou com a utilização reativo de Fenton (que gera radicais hidroxila altamente reativos e não-seletivos). Nos POAs, em geral não há geração de lodo, por se tratar de transformação química e não transformação de fase. (BOCCHIGLIERI, 2005).

Na Tabela 2.3 são apresentadas algumas das técnicas aplicáveis no tratamento de lixiviados produzidos em aterros.

TABELA 2.3. PROCESSOS DE TRATAMENTO APLICÁVEIS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS

PROCESSO DE TRATAMENTO	APLICAÇÃO	OBSERVAÇÃO
<i>Processos Biológicos (Lodos ativados)</i>	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Podem ser necessários aditivos (anti-espumantes)
<i>Processos Biológicos (Reator Batelada Sequencial-RBS)</i>	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Similar a lodos ativados, somente é aplicável para vazões de operação não muito elevadas
<i>Processos Biológicos (Aeração prolongada)</i>	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer uma grande área
<i>Processos Biológicos (filtros percoladores, contactores biológicos rotativos)</i>	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Frequentemente utilizado para efluentes industriais similares ao lixiviado, porém não muito testados com lixiviados de aterros
<i>Processos Biológicos (Lagoas anaeróbias)</i>	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer menos energia e produz menos lodo que os sistemas aeróbios; possui maior potencial para a instabilização do processo; mais lento que os sistemas aeróbios
<i>Processos Biológicos (Nitrificação/desnitrificação)</i>	Remoção de nitrogênio	A nitrificação/desnitrificação pode ocorrer simultaneamente com a degradação da matéria orgânica
<i>Processos químicos (Neutralização)</i>	Controle de pH	De aplicação limitada para a maioria dos lixiviados
<i>Processos físico-químicos (Precipitação)</i>	Remoção de metais e alguns ânions	Produz um lodo, que pode requerer descarte como resíduo perigoso
<i>Processos Químicos (Oxidação)</i>	Remoção de compostos orgânicos; detoxificação e remoção de algumas espécies inorgânicas	Funciona melhor com resíduos diluídos; o uso de cloro pode provocar a formação de organoclorados
<i>Processos Químicos (Oxidação por ar úmido)</i>	Degradação de compostos orgânicos	De alto custo; funciona bem com poluentes orgânicos resistentes
<i>Processos Físicos (sedimentação/flotação)</i>	Separação do material em suspensão	Tem aplicação limitada; pode ser utilizado conjuntamente com outros processos de tratamento
<i>Processos Físico-químicos (Filtração)</i>	Separação do material em suspensão	Somente útil como processo de refino
<i>Arraste por ar</i>	Separação de amônia e compostos orgânicos voláteis	Pode requerer equipamento de controle da contaminação atmosférica
<i>Separação por vapor</i>	Separação de compostos orgânicos voláteis	Alto custo energético; o vapor condensado requer tratamento adicional

TABELA 2.3. PROCESSOS DE TRATAMENTO APLICÁVEIS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS (CONTINUAÇÃO)

PROCESSO DE TRATAMENTO	APLICAÇÃO	OBSERVAÇÃO
<i>Absorção</i>	Remoção de compostos orgânicos	Tecnologia aprovada; custos variáveis de acordo com lixiviado
<i>Troca iônica</i>	Remoção de substâncias e íons inorgânicos dissolvidos	Útil somente como processo de polimento
<i>Ultrafiltração</i>	Separação de bactérias e de compostos orgânicos com alta massa polar	Propenso a entupimento; aplicação limitada para alguns lixiviados
<i>Evapotranspiração</i>	Quando não se permite a descarga de lixiviados	O lodo resultante pode ser perigoso; é viável normalmente apenas em regiões áridas
<i>Osmose reversa</i>	Remoção de substâncias orgânicas e dessalinização	Custo elevado; é necessário pré-tratamento extensivo

Fonte: TCHOBANOGLIOUS et al, 1994

As eficiências de remoção de DQO, DBO, nitrogênio total e amônia em alguns dos tratamentos de lixiviado são apresentadas na Tabela 2.4.

TABELA 2.4. EFICIÊNCIAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

Processo	Eficiência (%)			
	DQO	DBO ₅	N-TOTAL	NH ₄ ⁺
Tratamento biológico aeróbio	80 - 85 ^a	95	50	90
	40 - 60 ^b			98 ^c
Tratamento biológico anaeróbio	95	90 ^d		
Precipitação química	20 - 70	25 - 55	0 - 70	0 - 90
Absorção com carvão ativo	20 - 99	20 - 99	0	0
Dessorção de amônio	0 - 10	0 - 5	70 - 80	90 - 99
Evaporação	90 - 98	90 - 98	99	99
Osmose reversa	90 - 99	90 - 98	70 - 85	70 - 95
Oxidação química	20 - 90	20 - 90	0	0

^a $DBO_5/DQO > 0,4$; ^b $DBO_5/DQO < 0,4$; ^c Nitrificação/desnitrificação; ^d Depende da concentração inicial e da relação $DBO_{total}/DBO_{refratária}$

Fonte: FERNÁNDEZ VIÑA apud SANTOS, 2003.

Foi proposto por Hamada & Matsunaga que para seleção do tipo de tratamento a ser aplicado ao lixiviado (físico-químico, biológico aeróbio ou aeróbio e anaeróbio) devem ser verificadas, principalmente, a concentração de DQO e a razão entre DQO e DBO, além das concentrações de nitrogênio amoniacal e ácidos graxos voláteis. Os dados são apresentados na Tabela 2.5.

TABELA 2.5. PARÂMETROS PARA SELEÇÃO DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

<i>DQO (mg/L)</i>	<i>DBO/DQO (mg/L)</i>	<i>NH₄ (concentração)</i>	<i>AGV¹ (concentração)</i>	<i>Tipo de processo</i>
>10.000	0,4 - 0,8	Baixa	Significativa	Biológico (anaeróbio/aeróbio)
1.500 - 3.000 (aterro velho)	< 0,4	Elevada	-----	Biológico aeróbio (para remoção de NH ₄ e DBO remanescente)
-----	< 0,1	-----	Muito baixa	Processo físico-químico

⁽¹⁾ AGV – Ácidos Graxos Voláteis de baixo peso molecular
 Fonte: HAMADA; MATSUNAG, 2000

2.3. Tratamento combinado de lixiviado e esgoto

Segundo Heyer, Stegmann e Ehrig (1998), se o esgoto e o lixiviado podem ser tratados separadamente através de um sistema biológico, qualquer combinação desses dois efluentes também poderia ser tratada de modo semelhante desde que se tenha em vista algumas particularidades, sendo necessários cuidados com o projeto e operação do sistema. Sendo o lixiviado acrescentado no processo sem quaisquer outras modificações do processo de tratamento, a carga aumenta e posteriormente, na maioria dos casos, haverá também aumento da produção de lodo.

Em diversos países é adotado o tratamento combinado de lixiviado e esgoto e é um método decorrente da busca pela redução dos custos operacionais dos aterros. Henry (1985) considera que quando possível a adição de lixiviado no efluente municipal este é o preferencial método de disposição.

Segunda a agência de proteção ambiental americana – EPA foi estimado que em 2000 quase 800 aterros de resíduos não-perigosos nos Estados Unidos descartavam seus lixiviados em sistemas públicos de tratamento de esgotos (EPA, 2000).

A questão envolvida nesta alternativa de tratamento é quanto às interferências que a adição de lixiviado pode gerar no sistema de tratamento. Levantam-se questionamentos quanto às interferências causadas pelas altas concentrações de poluentes, compostos recalcitrantes e micropoluentes orgânicos dos lixiviados. Outra discussão é sobre a possível presença de metais pesados e sobre a toxicidade dos efluentes tratados. Tais questionamentos têm levado pesquisadores a desenvolverem estudos sobre o impacto do lixiviado no tratamento combinado com o esgoto doméstico em uma ETE. Também tem sido feitos estudos com foco específico na toxicidade de efluentes tratados de forma combinada. No entanto, são poucos os estudos desenvolvidos sob as condições climatológicas brasileiras.

As altas concentrações de nitrogênio amoniacal nos lixiviados são apontadas como ponto favorável ao tratamento combinado, pois, juntamente com as altas concentrações de fósforo no esgoto, haveria nutrientes suficientes para um bom desempenho de um tratamento biológico. (LEMA; MENDEZ; BLAZQUEZ, 1988). No entanto, Heyer, Stegmann e Ehrig (1998) afirmam que a adição de lixiviado no tratamento biológico de esgoto, sem quaisquer outras mudanças no processo, poderia causar drástica redução da taxa de nitrificação resultando em toxicidade relativa à amônia.

Há autores que consideram poder ser necessário um pré-tratamento para o lixiviado quando adotado o tratamento combinado, o que reduziria a carga orgânica antes de formar a mistura com esgoto a ser tratada. (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL 1994).

Estudos indicam que tratamento combinado de esgoto e lixiviado através de processos biológicos aeróbios são capazes de atingir eficiências de remoção de DBO₅ e DQO acima de 90% (KELLY, 1987). Porém, buscam-se limites para os percentuais de mistura de lixiviado com esgoto que não ocasionem prejuízos ao tratamento. Segundo McBean, Rovers e Farquhar (1995), a relação volumétrica não deve ultrapassar 2%. Segundo Henry (1985), este mesmo percentual não causou alterações significativas no desempenho de uma ETE onde foi adicionado lixiviado com alta concentração de DQO (24000 mg/L). Em estudo em planta piloto de Kelly (1987) foram atingidas reduções de DQO de 69% e 71% para os percentuais de mistura de 16 e 4%, respectivamente. O lixiviado utilizado nesta pesquisa apresentava DQO igual a 1167 mg/L e o esgoto 238 mg/L. Kelly utilizou em todas as fases da pesquisa, tratamento paralelo de esgoto puro como experimento controle. Cada sistema composto basicamente por 2 tambores (170 L cada), que funcionaram como tanques de aeração, tinha como etapa final a clarificação. A operação foi feita por 77 dias sendo parte do período utilizado para aclimatação da biomassa e foi iniciada com percentual de lixiviado de 2%. Os resultados apresentados são referentes a 3 períodos de 5 dias cada, onde se estudou o

tratamento de esgoto com 4% de lixiviado e 1 período de 5 dias onde o percentual foi de 16%. Na Tabela 2.6 são apresentadas as características dos 4 períodos de tratamento. Como pode ser observado, as características operacionais foram bem similares nos testes e nos controles, com diferença mais significativa na concentração de SSV no tanque de aeração e na relação A/M no 4º período operacional.

TABELA 2.6. CONDIÇÕES OPERACIONAIS DE PESQUISA DE TRATAMENTO COMBINADO REALIZADA POR KELLY (1987)

	1º Período		2º Período		3º Período		4º Período	
	<i>Teste</i>	<i>Controle</i>	<i>Teste</i>	<i>Controle</i>	<i>Teste</i>	<i>Controle</i>	<i>Teste</i>	<i>Controle</i>
Percentual de lixiviado (%)	4	0	4	0	4	0	16	0
Idade do lodo (d)	8	8	20	20	15	15	12	14
Reciclo do lodo (%)	220	220	170	190	250	210	187	184
SSV (mg/L)	2755	2729	-	-	2978	2794	2133	1813
SSV/SST (%)	86	88	-	-	86	90	90	93
A/M (kgDQO/kgSSTA.d)	0,23	0,23	0,5	0,4	0,16	0,12	0,42	0,26
A/M (kgDBO/kgSSVTA.d)	0,17	0,15	-	-	0,10	0,06	0,22	0,18
Índice volumétrico do lodo - (ml/g)	142	116	110	190	167	169	123	107

Fonte: KELLY, 1987

Os resultados alcançados são apresentados na Tabela 2.7. Nos resultados dos controles, a concentração de DQO média no efluente tratado manteve-se abaixo de 75 mg/L, já com a presença de lixiviado a DQO média no efluente chegou a 173 mg/L. De modo semelhante, a DBO₅ no efluente dos controles foi menor que nos testes com lixiviado. No entanto, os dados do monitoramento dos sistemas e as remoções alcançadas nos testes com lixiviado indicaram que os percentuais de 4 e 16% de lixiviado não causaram instabilidade no tratamento combinado com esgoto pelo processo de lodos ativados, como o próprio autor da pesquisa conclui.

TABELA 2.7. RESULTADOS ALCANÇADOS EM PESQUISA DE TRATAMENTO COMBINADO REALIZADA POR KELLY (1987)

	Período 1		Período 2		Período 3		Período 4	
	Teste	Controle	Teste	Controle	Teste	Controle	Teste	Controle
DBO afluente (mg/L)	125	123	-	-	120	104	155	108
DBO efluente (mg/L)	27	14	-	-	61	37	70	58
Redução de DBO*	78%	89%	-	-	49%	64%	55%	46%
DQO afluente (mg/L)	276	267	547	297	236	187	357	200
DQO efluente (mg/L)	80	60	173	72	107	60	110	74
Redução de DQO*	71%	78%	68%	76%	55%	68%	69%	63%

Fonte: KELLY, 1987

* valores calculados a partir das médias de valores afluentes e efluentes apresentados em Kelly, 1987.

Diamadopoulos *et al* (1997), estudando a viabilidade do tratamento biológico combinado de lixiviado e esgoto, fez ensaios em Reator Sequencial em Batelada (RSB) com proporção de lixiviado em volume de 10%. O sistema foi capaz de uma remoção de DBO acima de 95%, com remoção de 99% de nitrato durante a fase anóxica através da desnitrificação. Chian e DeWalle *apud* Ehrig (1998) realizaram experimentos de tratamento combinado de lixiviado e esgoto em escala de laboratório, através do sistema de lodo ativado. Foram estudadas as misturas com proporções de lixiviado de 1, 2, 3 e 4% (volume/volume). Os resultados mostraram que não houve aumento nas concentrações de DBO no efluente tratado em função dos incrementos de lixiviado. Ao contrário, os valores de DBO no efluente não ultrapassaram 15 mg/L. No entanto, observa-se clara relação entre o incremento no percentual de lixiviado e a DQO no efluente tratado nos resultados obtidos por Chian e DeWalle. Destaca-se que nas fases em que o efluente a ser tratado continha 1, 2 e 3% de lixiviado, o efluente final não ultrapassou o valor 60 mg/L de DQO. Quanto à relação A/M neste experimento, foi mantida em 0,3 kgDBO₅/kgSSV.d. Apenas na fase em que se trabalhou com 2% de lixiviado, a relação esteve em 0,6 kgDBO₅/kgSSV.d.

Segundo estudo de Henry (1985), lixiviados com altos valores de DQO podem tornar deficiente o desempenho da planta de tratamento se combinados em 4 a 5% em volume com esgoto. Em teste piloto de tratamento combinado, Barchyn *apud* Kelly (1987) verificou baixa eficiência para proporção de 10% de lixiviado em esgoto, no entanto, foram alcançadas altas remoções de amônia, utilizando tempo de detenção hidráulico de 18 h e idade do lodo entre 20 e 30 dias. Em reatores aeróbios em escala de laboratório, operados em batelada, Raina e

Mavinic tiveram êxito no tratamento combinado de lixiviado e esgoto, com percentuais em volume de 20 e 40% de lixiviado e idade do lodo de 5, 10 e 20 dias (KELLY, 1987).

Em estudos com processo de lodos ativados com aeração prolongada, não foi verificada alteração na qualidade do efluente tratado em proporções de até 5% de lixiviado em relação ao esgoto, sendo a concentração de DQO do lixiviado utilizado de até 10000 mg/L de DQO. (BOYLE & HAM, 1974).

Em reatores operados em batelada, Aktas e Çeçen (2001) estudaram o tratamento combinado de lixiviado com esgoto, pelo sistema de lodo ativado com e sem adição de carvão ativado. A concentração de SSV nos reatores esteve na faixa de 690 a 1480 m/L, com um valor de 0,8 para a relação SSV/SST no lodo. Da pesquisa, foi concluído que a quantidade de lixiviado não deve exceder 20% do volume total de esgoto.

Borghi *et al* (2001) fez estudos experimentais do tratamento combinado através de sistema de lodos ativados. A partir de testes preliminares em sistema operado em batelada, foi concluído que 10% seria a proporção de lixiviado em relação ao esgoto limite para o tratamento biológico. Segundo ele, a utilização de biomassa aclimatada e tempo de detenção do lodo de 4 h ocasionariam melhorias na eficiência no tratamento combinado operado em fluxo contínuo.

Em pesquisa onde foram comparados dados do monitoramento de reatores em sequência, em escala de laboratório, alimentados com mistura de lixiviado e esgoto (na proporção de 1 a 5%) e outro apenas com esgoto, as remoções de nitrogênio e fósforo e as velocidades de nitrificação e desnitrificação foram maiores no sistema de tratamento combinado. Durante os 12 meses de operação dos sistemas não houve indícios de inibição do processo biológico ou instabilidade nos reatores. (COSSU *et al*, 1998).

Athayde Júnior *et al* (2002) relatam que as concentrações no efluente final dos contaminantes e poluentes pesquisados em sistema de lagoas em série, cuja alimentação foi mistura de lixiviado e esgoto com percentuais em volume de 1, 5 e 15% de lixiviado foram bem semelhantes às obtidas em estudo anterior no mesmo sistema de tratamento alimentado somente com esgoto, não sendo verificados prejuízos ao tratamento causados pela adição do lixiviado.

Estudos de avaliação da capacidade de ETE's de São Paulo para receberem lixiviado (PAGANINI; BOCCHIGLIERI; LOPES, 2003) verificaram quais as máximas cargas de poluentes que não trariam prejuízos para os processos biológicos de tratamento. Foi utilizado o modelo matemático TOXCHEM+ para simular o funcionamento da planta de tratamento (como a volatilização, biodegradação e partição de sólidos) realizando a modelagem de contaminantes.

O estudo verificou ainda qual parcela da carga de poluentes recebidas nas ETE's é correspondente ao lixiviado. Em termos de volume, foi constatado que a parcela de lixiviados recebida nas ETE's não é significativa, entretanto, em relação à carga orgânica, os valores são bem mais elevados. Na ETE Barueri, onde foi constatado um percentual de lixiviado em relação ao esgoto (v/v) de 0,56%, verificou-se um percentual de carga do lixiviado em termos de DQO de 11,30%. Na ETE Suzano, as relações foram de 0,39% (v/v) e 4,54% em relação à carga orgânica (em termos de DQO) afluyente à estação. Quanto aos metais presentes no lixiviado, a modelagem indicou que nas ETE's Barueri e Suzano, mesmo ainda não tendo havido inibição dos processos de lodos ativados, já foram atingidos os limites máximos para o recebimento de zinco e cromo. Na ETE Barueri também foi ultrapassado o limite para recebimento de chumbo.

Observa-se que grande parte das pesquisas publicadas especifica a relação volumétrica entre esgoto e lixiviado. Os dados não são trabalhados sob a relação entre as cargas poluentes, o que seria de fato mais representativo diante da variabilidade de parâmetros como DBO e DQO, nos lixiviados de diferentes origens. Nas Tabelas 2.8 e 2.9, são expostos dados de diversas pesquisas no âmbito de tratamento combinado de lixiviados e esgoto através do processo de lodos ativados.

TABELA 2.8. DADOS DE PESQUISAS DE TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO POR LODOS-AATIVADOS

	Barchyn <i>apud</i> Kelly, 1987 ¹	Borghini, 2001	Boyle e Ham <i>apud</i> Kelly, 1987 1997 ³	Chian e Del Valle <i>apud</i> Ehrig, 1987 1998	Diamadopoulos, 1997 ³	Kelly, 1987 ⁴	Knoch <i>apud</i> Ehrig, 1998 ⁵	Raina e Mavinie <i>apud</i> Kelly, 1987
	Lodos ativados	Testes prelimi- nares em batelada (2L) ²	Lodo ativado Reator contínuo Escala de laboratório	Testes em batelada com lodo aclimatado	Lodos ativados Escala de laboratório	Reator sequencial em batelada (24h)	Lodos ativados Escala de laboratório	Lodos ativados Testes de bancada
% (v/v)	20%	1, 2, 3, 5, 7, 5, 10, 15 e 20%	10%	5, 10, 15 e 20%	0-4%	10%	1, 2 e 5%	20%
TDH		7h	2h 4h 8h	2, 4 e 8h	8,4 a 12h	10h		
DQO (mg/L)			980-1400		49300	4700-12000	9590-25350 ¹	
DBO (mg/L)					24700	2000-4700	5800-17240 ¹	
DBO/DQO							0,6-0,77 ¹	
NH ₄ ⁺ (mg/L)			1200-1500		405-920			
DQO (mg/L)		430-460	200-260		120-500			
DBO (mg/L)					60-270			
NH ₄ ⁺ (mg/L)		50-60	40-50		11 a 48			
DQO (mg/L)	200	>85% ^f			790-1490	236-457 ^j	357	781-888
DBO (mg/L)	110							1160-1304
Mistura afluente					336-600	120-125 ^j	155	
Lodo	<2000 ^h	4000	3500	3500 ^a	2755-2978 ^{b,j}	2133 ^b	282-987 ^a	1029-1899 ^a
A/M				<0,27 ^c	0,3 ^{d,s}	0,10-0,17 ^d	0,22 ^d	0,16-0,63 ^e
Remoção (%)	75	36	42	56	63	71	69	90-91,1
DQO (TOC)								93,3-94,3
DBO								
NH ₄ ⁺			60	70	48	60-80		
				2-93 ^g	>98 ^h			

TABELA 2.9. OBSERVAÇÕES REFERENTES À TABELA 2.8

Comentários	<p>¹ Lodo com boa sedimentação, mas foram observados sólidos finos remanescentes em suspensão.</p> <p>² Gradual decréscimo de remoções em termos de DQO para concentrações de lixiviado de 10 a 20%. Decréscimo na remoção de nitrogênio amoniacal para incrementos de lixiviado de 1 a 7,5%. Para percentuais de lixiviado de 10 a 20% a remoção de nitrogênio amoniacal manteve-se na faixa de 10 a 11%.</p> <p>³ Alta nitrificação. Remoção de TKN de 92%. Concentração de Sólidos suspensos no efluente inferior a 30mg/L.</p> <p>⁴ Observado precipitação no tanque de aeração. Os percentuais de lixiviado adicionados não causaram instabilidade no processo.</p> <p>⁵ Comparou o tratamento biológico de lixiviado com o tratamento combinado de lixiviado e esgoto. Não foi observado aumento da DBO no efluente tratado em função dos diferentes percentuais de lixiviado adicionados.</p>
Notas	<p>^a Sólidos suspensos</p> <p>^b Sólidos suspensos voláteis</p> <p>^c kgDBO/kgSSTA.d</p> <p>^d kgDBO/kgSSVTA.d</p> <p>^e kgDQO/kgSSTA.d</p> <p>^f até 5% de lixiviado.</p> <p>^g para todos os percentuais de lixiviado exceto para o período de adição de 2% de lixiviado quando $A/M = 0,6\text{kgDBO/kgSSVTA.d}$.</p> <p>^h em 3 dos 4 modos operacionais.</p> <p>ⁱ valor máximo de 6500mg/L.</p> <p>^j valores médios das fases operadas com 4% de lixiviado.</p> <p>^l valores correspondentes aos dois tipos de lixiviados utilizados.</p>

2.4. Processo de lodos ativados

Segundo Metcalf e Eddy (1991), são importantes considerações no processo de lodo ativado a seleção do tipo de reator, produção de lodo, transferência e oxigênio requerido, nutrientes requeridos, controle de organismos filamentosos e características do efluente. Quanto à alimentação, valores típicos na literatura para a relação A/M variam entre 0,05 e 1,0.

As vantagens deste sistema são relacionadas à ocupação de área menor em relação à filtração biológica, flexibilidade da operação além de promover boa eficiência. No entanto, a operação de controle laboratorial é mais onerosa que o tratamento por filtração biológica. As eficiências tipicamente obtidas no tratamento com processo de lodo ativado são apresentadas na Tabela 2.10.

TABELA 2.10. EFICIÊNCIAS TÍPICAS DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

	<i>DBO</i>	<i>SS</i>	<i>DQO</i>
Efluente típico (mg/L)	20-40	20-30	75
Remoção típica (%)	75-95	85-95	-

Fonte: Jordão (2005)

Na Tabela 2.11 são apresentadas as características do processo de lodos ativados convencional e de suas variações, segundo Jordão e Pessoa (2005).

TABELA 2.11. PARÂMETROS APLICÁVEIS A ALGUMAS DAS VARIAÇÕES DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Processo	<i>Redução de DBO (%)</i>	<i>TDH (h)</i>	<i>SSTA (mg/L)</i>	<i>Idade do lodo (d)</i>	<i>A/M (kgDBO₅/kgSSVTA)</i>
Convencional	85-95	4 a 8	1500-4000	4 a 15	0,3 a 0,6
Mistura completa	85-95	3 a 5	3000-6000	4 a 15	0,2 a 0,6
Aeração prolongada	75-95	16 a 36	3000-6000	20 a 30	0,05 a 0,15
Com nitrificação	85-95	6 a 12	3000-6000	10 a 15	0,05 a -0,2

Fonte: JORDÃO E PÊSSOA (2005)

O oxigênio no sistema de tratamento biológico aeróbio deve atender os seguintes objetivos: satisfazer as necessidades metabólicas dos micro-organismos; manter agitação completa e suficiente no tanque de aeração para que não haja sedimentação de lodo; retirar produtos voláteis do metabolismo. Embora concentrações de 0,5 mg/L sejam suficientes, é prática manter o sistema com concentrações na faixa de 1,5 a 2mg/L. (JORDÃO; PÊSSOA, 2005).

2.4.1. Atividade microbiana

As bactérias e protozoários são considerados os principais micro-organismos envolvidos nos processos aeróbios, embora ciliados, flagelados e amebas, além de micrometazoários (anelídeos, rotíferos, nematóides e tardígrados) também possam fazer parte do processo. As bactérias mais frequentes são: *Pseudomonas*, *Zoogloria*, *Schromobacter*,

Flavobacterium, *Nocardia*, *Bdellovibrio*, *Mycobacterium*, *Klebscella*, bactérias nitrificantes (como *Nitrossomas* e *Nitrobacter*) e formas filamentosas. (CORDI, 2003).

Consideradas como o agente mais importante na remoção de DBO, as bactérias podem ter um crescimento disperso ou aderido em um meio suporte, mas com a importante propriedade de aglomerarem-se como flocos, biofilmes ou grânulos. Uma das hipóteses para o tipo de formação de floco, típica de lodos ativados, é que as filamentosas funcionem como uma matriz estrutural na qual as demais, formadoras de floco, se aderem. No entanto, segundo Horan *apud* Von Sperling (1996) no caso de predominância de filamentosas a projeção dos filamentos para fora do floco impede a aderência de outros flocos, ocasionando a ocupação de um volume excessivo pelos flocos após a sedimentação. Ao contrário, na predominância de organismos formadores de flocos e poucos filamentosos, o floco apresenta má sedimentabilidade. O equilíbrio, portanto, entre os organismos formadores de flocos e filamentosos proporcionam boa sedimentabilidade e adensabilidade do lodo. (HORAN, *apud* VON SPERLING (1996).

A maioria dos protozoários é heterotrófico, aeróbio. Os protozoários flagelados consomem matéria orgânica solúvel por difusão ou transporte ativo enquanto principalmente os ciliados consomem bactérias, algas e outros protozoários (VON SPERLING, 1996). Os protozoários são considerados importantes para a qualidade do efluente final por consumirem bactérias em suspensão no meio que não seriam removidas no processo de sedimentação. (HORAN, 1990).

Importantes também nos lodos ativados são os rotíferos, que são muito eficientes no consumo de bactérias dispersas e floculadas além de pequenas partículas de matéria orgânica. Quando presentes no efluente tratado, indicam eficiente processo de purificação biológica. (METCALF; EDDY, 1991). Amebas podem ser encontradas na fase inicial de funcionamento dos reatores. Com o aumento da comunidade bacteriana, os protozoários flagelados substituem as amebas já que a sua mobilidade facilita a competição por alimento. Quando há o decaimento de matéria orgânica disponível, os protozoários flagelados são substituídos pelos ciliados, pois estes sobrevivem com concentrações mais baixas de alimento (VON SPERLING, 1996). Na figura 2.2 são indicados os micro-organismos predominantes ao longo do tempo em função da carga no sistema.

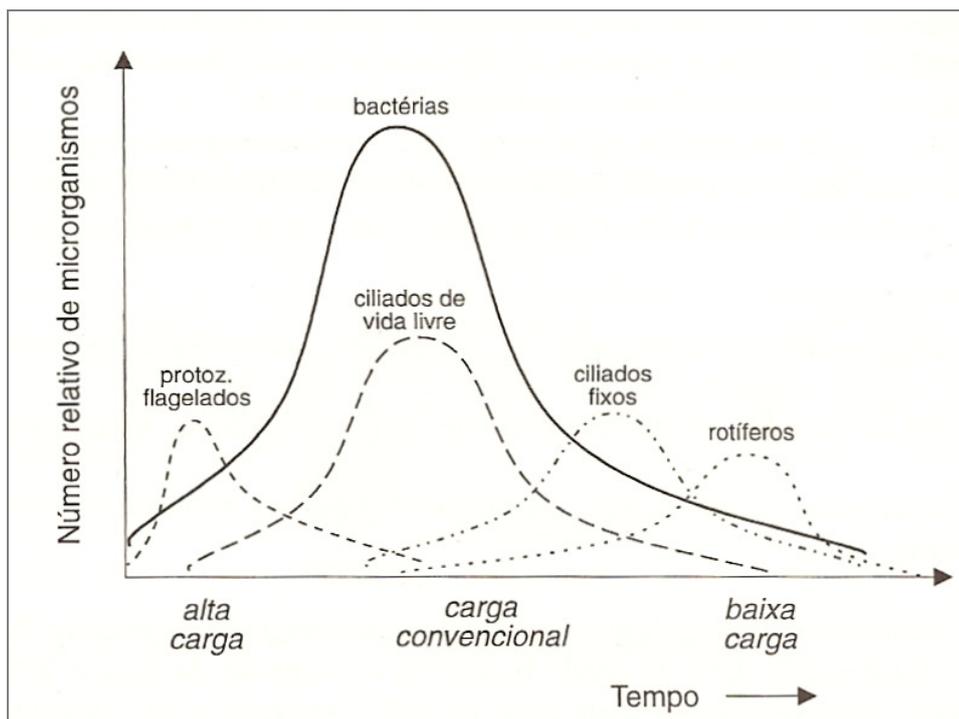


FIGURA 2.2. SEQUÊNCIA DA PREDOMINÂNCIA RELATIVA DOS MICRO-ORGANISMOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS

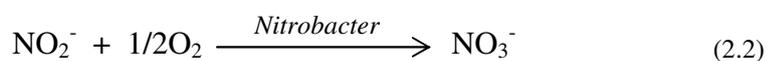
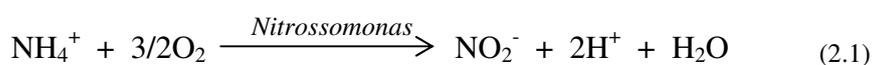
Fonte: VON SPERLING, 1996 (Adaptado de König, 1990; Metcalf & Eddy, 1991).

Um interferente à degradação realizada pelos micro-organismos são os elevados teores de óleos e graxas nos efluentes a serem tratados, por apresentarem baixas taxas de biodegradabilidade e poderem se acumular no interior dos flocos, fazendo com que estes sejam arrastados no processo de tratamento. Ademais, os óleos e graxas podem interferir na transferência de oxigênio e prejudicar as trocas gasosas no tanque de aeração. Em estudo de avaliação da interferência de óleos e graxas na eficiência de reatores biológicos aeróbios foi observado que a alimentação contínua dos reatores com óleos e graxas (vegetal, animal e mineral) apresentou efeito cumulativo. Mesmo com valores de OG de 20 mg/L na alimentação houve tendência à piora, embora ainda tenha mantido uma boa eficiência. Após 10 dias de alimentação com concentrações de 40 mg/L de OG houve piora nos reatores com queda considerável na eficiência de redução de DQO. Da pesquisa foi concluído que o aumento da adição de OG nos reatores causou adsorção continuada no lodo até um ponto máximo quando houve flotação do lodo e perda de OG e SDT por arraste e conseqüente perda da eficiência de redução de DQO. (MONTEIRO, 2007).

2.4.2. Remoção de nitrogênio

No esgoto o nitrogênio está presente principalmente na forma de amônia ou nitrogênio orgânico; nitrato e nitrito não são comuns. Na forma solúvel, o nitrogênio orgânico em sua maioria é encontrado na forma de uréia e aminoácidos. Parte do nitrogênio orgânico em suspensão é removida no tratamento primário. A parcela que segue para o tratamento secundário é transformada em amônia ou diferentes formas inorgânicas, no entanto, a remoção de nitrogênio nesta etapa de tratamento é em geral inferior a 30%. (JORDÃO e PÊSSOA, 2005). Quando ocorre a nitrificação, onde o nitrogênio amoniacal é convertido para nitrato, este percentual pode ser maior. E quando esta não ocorre em um sistema de tratamento de esgoto, irá ocorrer no meio em que for disposto o efluente final, causando aumento de DBO no mesmo (JORDÃO, 2005; REYNOLDS, 1995).

A reação de nitrificação ocorre em duas etapas: uma feita pelas *Nitrossomonas* e a segunda feita pelas *Nitrobacter*. Estas etapas são descritas pelas reações 2.1 e 2.2. Observa-se a formação intermediária de nitrito neste processo.



A concentração de OD em sistemas biológicos pode ser um interferente para o crescimento das nitrificantes. Segundo Reynolds, o valor de OD deve ser igual ou superior a 2,0 mgO₂/L. Ferreira (2000) menciona que “taxas e velocidades ótimas podem ser obtidas com níveis de OD da ordem de 4,0 mgO₂/L desde que exista uma população ótima de bactérias nitrificadoras.”

Segundo a reação que inclui oxidação e síntese (equação 2.3), são requeridos 4,30 mg de oxigênio por miligrama de amônia oxidada. Mas o valor de 4,57 mg é o usualmente utilizado para cálculo de projetos, sendo um valor conservativo visto que não considera a parcela de nitrogênio usada para a síntese celular (METCALFE EDDY, 1991).



Um dos fatores influentes nas reações de nitrificação é o pH. Na figura 2.3 pode ser observada esta relação. De acordo com o gráfico, quando o valor de pH é maior que 6,5 e

menor que 9,5 o valor da taxa de nitrificação é acima de 40%. No entanto deve-se atentar para os efeitos inibidores deste processo. Quando o pH é inferior a 6,0, o ácido nitroso é inibidor das *Nitrobacter* e quando superior a 8,5 a amônia livre (>10 mg/L) é inibidor das *Nitrossomonas*. De fato, estes organismos são sensíveis ao nitrogênio na forma de amônia não-ionizada, amônia livre e ácido nitroso livre, em determinadas concentrações. Metcalf e Eddy (1991), recomenda que o pH esteja na faixa de 7,2 a 9,0.

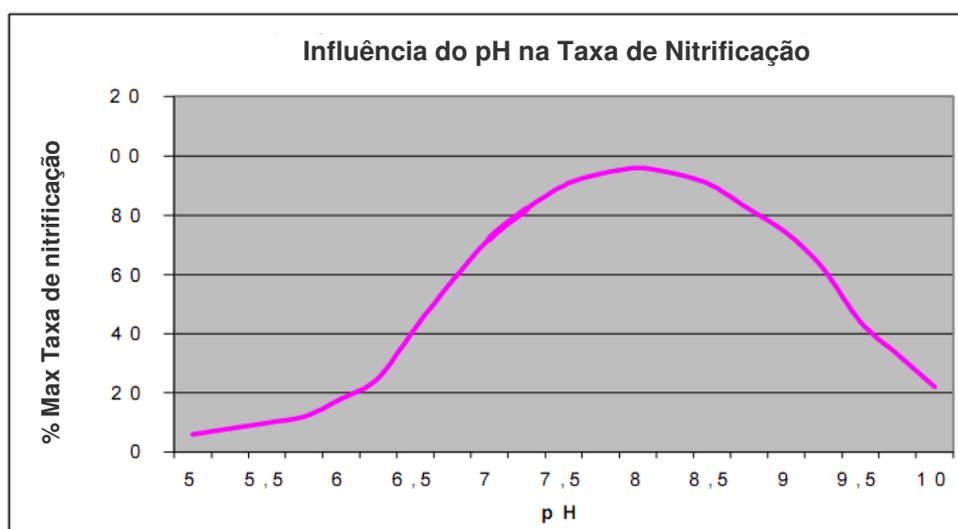


FIGURA 2.3 – RELAÇÃO ENTRE PH E TAXA DE NITRIFICAÇÃO
Fonte: Ferreira (2000)

A nitrificação é relacionada também com a concentração de alcalinidade, visto que uma considerável destruição de alcalinidade ocorre com a oxidação de amônia. Segundo Metcalf e Eddy (1991), 1 mg/L de amônia oxidada causa a destruição de 7,14 mg/L de alcalinidade expressa por CaCO_3 . A destruição de alcalinidade observada é geralmente igual ou menor do que a teórica.

A relação entre a idade do lodo e a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente é apresentada na Figura 2.4. Observa-se que a alta idade do lodo pode ser favorável ao processo de nitrificação (FERREIRA, 2000).

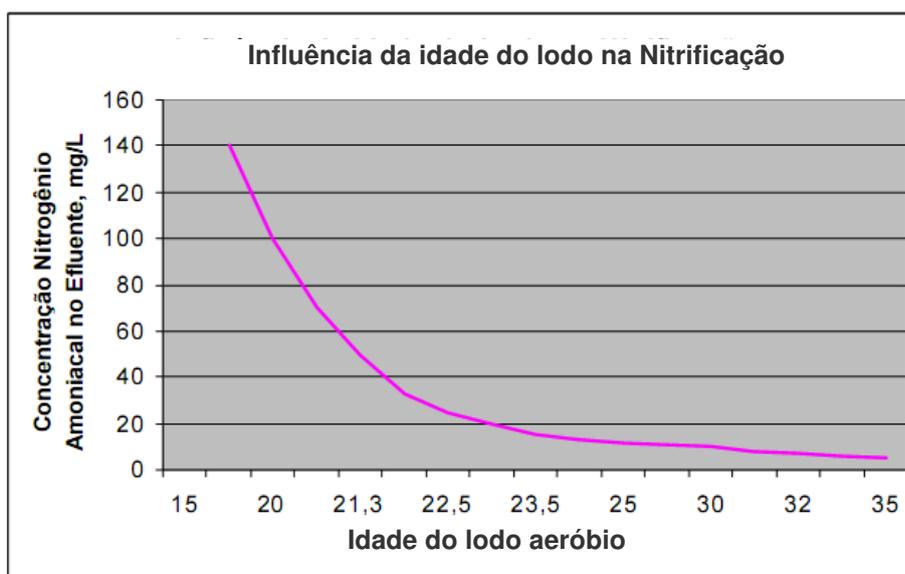


FIGURA 2.4. RELAÇÃO ENTRE IDADE DO LODO E NITRIFICAÇÃO
 Fonte: FERREIRA (2000)

O nitrato, produto da nitrificação pode ser removido do sistema de tratamento por meio da desnitrificação. No entanto, são necessárias condições anóxicas para que o processo ocorra (METCALF E EDDY, 1991). No processo de desnitrificação biológica, o nitrato é convertido a nitrito e este a nitrogênio gasoso (reação 2.4).



Segundo cálculos estequiométricos, são produzidos 3,57 mg CaCO₃ por miligrama de nitrato reduzido a nitrogênio gasoso. Portanto, na desnitrificação há consumo de H⁺, que implica no aumento da capacidade tampão do meio (FERREIRA, 2000; VON SPERLING, 1996).

A concentração de OD é um parâmetro crítico. A presença de oxigênio inibe a formação de enzimas necessárias para a desnitrificação. Em sistemas de lodos ativados os processos de nitrificação e desnitrificação podem ocorrer simultaneamente no tanque de aeração, quando são desenvolvidas zonas anóxicas no interior dos flocos do lodo, ocasionado pela existência de zonas com pouco oxigênio dissolvido. (METCALF E EDDY, 1991; FERREIRA, 2000).

2.5. Aterro Controlado do Morro do Céu

Localizado no bairro do Caramujo, o Aterro Controlado do Morro do Céu (Figura 2.5) recebe resíduos desde 1983. Distando cerca de 12 km do centro de Niterói (RJ), é situado em uma região de mananciais e florestas. Iniciou-se o lançamento de resíduos provisoriamente no local em virtude da desativação do vazadouro municipal de lixo de Viçoso Jardim. Em 2005, o volume de resíduos recebidos diariamente era de cerca de 750 toneladas. (SISINNO, 1996; FERREIRA, 2005).



FIGURA 2.5. ATERRO CONTROLADO DO MORRO DO CÉU
Fonte: FERREIRA, 2005

Por muitos anos grande volume de lixiviado gerado no Aterro do Morro de Céu foi disposto no córrego Mata Paca (contribuinte do Rio Sapê). Parte deste volume foi encaminhada para tratamento no Aterro Metropolitano de Gramacho (Duque de Caxias/RJ) por alguns anos (SISINNO, 2005; FERREIRA, 2005).

O direcionamento de todo o lixiviado gerado para a Estação de Tratamento de Esgotos de Icaraí (Niterói/RJ) foi iniciado no final de 2004, visando à redução do impacto causado pelo Aterro Controlado do Morro do Céu. O encaminhamento atualmente é feito através de dutos, onde são utilizadas três elevatórias em um trecho em torno de 5,5 Km de extensão de tubulação. O lixiviado é lançado em um interceptor de esgotos em um ponto

próximo à ETE. Atualmente o Aterro do Morro do Céu é operado pela CLIN – Companhia de Limpeza de Niterói.

2.6. Estação de Tratamento de Esgoto de Icaraí – Niterói (RJ)

A Estação de Tratamento de Esgoto de Icaraí (Figura 2.6) inaugurada em 2003 é composta por um sistema de tratamento em nível primário, quimicamente assistido, seguido de disposição final no emissário submarino que possui 3450 m de extensão. Recebe entre 69000 e 82000 m³/dia de esgoto. O tratamento na Estação é composto por gradeamento, desarenação, coagulação, decantação e secagem de lodo. Desde 2004, a ETE de Icaraí recebe todo o lixiviado gerado no Aterro do Morro do Céu. O afluente da ETE de Icaraí é composto, portanto, de uma mistura de esgoto e lixiviado. Além do lixiviado do Aterro de Morro do Céu, é descarregado na ETE de Icaraí para tratamento juntamente com o esgoto lixiviados de outros aterros. (ÁGUAS DE NITERÓI, 2009)



FIGURA 2.6. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE ICARAÍ (NITERÓI/RJ)

Disponível em: <http://www.aguasdeniteroi.com.br/menu.php?secao=2&item=7>

2.7. Legislações para lançamento de efluentes

A resolução CONAMA nº 357 de 2005 que estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes teve alguns padrões alterados pela Resolução nº 397 de 2008. No

Estado do Rio de Janeiro, regem ainda as diretrizes e normas técnicas da FEEMA. Quanto aos padrões de lançamento de nitrogênio amoniacal, observa-se que na resolução 397, o limite máximo de lançamento de 20,0 mg/L não é aplicável à efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Os limites estabelecidos são apresentados na Tabela 2.12.

TABELA 2.12. PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES PARA ALGUNS PARÂMETROS

	<i>Valores máximos permitidos</i>	
	<i>CONAMA</i> (357/05; 397/08)	<i>FEEMA</i> (DZ-205.R-6; DZ-215.R-4; NT-202.R-10)
pH	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0
Temperatura	40°C	40°C
Cor	-	virtualmente ausente
DBO	-	40,0 mg/L ⁽¹⁾
DQO	-	<200,0 mg/L ⁽²⁾
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L ⁽³⁾	5,0 mg/L
Nitrogênio total	-	10,0 mg/L ⁽⁴⁾
Fósforo total	-	1,0 mg/L ⁽⁴⁾
Materiais flutuantes	ausente	virtualmente ausente
Sólidos sedimentáveis	1,0 ml/L	1,0 mg/L ⁽⁵⁾
Óleos minerais	20,0 mg/L	20,0 mg/L
Óleos vegetais e gorduras animais	50,0 mg/L	30,0 mg/L

(1) para efluentes de ETEs com carga orgânica bruta superior a 80 kgDBO/d.

(2) para percolado de aterro industrial

(3) não aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários

(4) para lançamentos em trechos de corpos d'água contribuintes de lagoas

(5) ausente para lançamentos em lagos, lagoas, lagunas e reservatórios.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Para a avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterros sanitários pelo processo de lodos ativados foram monitorados uma estação piloto e dois reatores em escala de bancada, sendo operado em regime contínuo e um operado em batelada. Os reatores em escala de bancada visaram à avaliação da interferência da adição de lixiviado na atividade do lodo biológico, sob condições de maior controle. Anteriormente à montagem dos reatores, foi realizado, em bancada, teste de biodegradabilidade da mistura de esgoto e lixiviado em diferentes proporções. Neste capítulo são descritos os materiais e métodos utilizados no desenvolvimento da pesquisa.

3.1. Monitoramento da ETE Icaraí

Foi realizado o monitoramento do afluente a ETE Icaraí (mistura de lixiviado e esgoto), do esgoto bruto afluente e do lixiviado do Aterro do Morro do Céu. Foram avaliados parâmetros físico-químicos e as vazões de esgoto e lixiviado tratados na ETE.

As amostras coletadas foram caracterizadas segundo os seguintes parâmetros: pH, condutividade, turbidez, cor verdadeira, (Demanda Bioquímica de Oxigênio) DBO₅, DQO, alcalinidade total, cloreto, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), SST, SSV, Sólidos Totais (ST), nitrogênio amoniacal, nitrito, óleos e graxas e fósforo. O monitoramento foi realizado de abril de 2007 a julho de 2008, sendo coletadas 21 amostras de esgoto bruto e de lixiviado e 25 amostras do afluente da ETE de Icaraí. Ademais, foram coletadas amostras do lixiviado gerado no Aterro do Morro do Céu, na última estação elevatória da linha que interliga o aterro na ETE de Icaraí para compará-las com as amostras coletadas no aterro.

A avaliação dos dados de vazões e volumes de lixiviados foi feita no período de janeiro de 2007 a setembro de 2008. Foi realizada a avaliação das vazões de lixiviados gerados no Aterro do Morro do Céu e das vazões do afluente a ETE de Icaraí. Os dados das vazões da entrada na ETE foram obtidos através de medidor automático instalado em calha *Parshall*. Os demais lixiviados recebidos na ETE Icaraí têm o volume controlado a partir de manifestos de resíduos.

3.2. Teste de biodegradabilidade

Foi estudada através deste teste a biodegradabilidade da mistura de esgoto e lixiviado com as seguintes proporções de lixiviado: 1%, 2% e 5%. Para melhor avaliação realizou-se, também, teste da biodegradabilidade do esgoto bruto que é encaminhado para a ETE de Icaraí e do afluente da mesma Estação (composto de mistura esgoto e lixiviado).

Foram utilizadas 5 provetas de 1 L (Figura 3.1) nas quais foram adicionados 200 mL de lodo (coletado na ETE de Toque-toque – Niterói/RJ), 1 mL da solução de nutriente ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 61,6 mg/L) e 800 mL das amostras a serem estudadas, conforme indicado na Tabela 3.1. Inicialmente, foi realizada a caracterização, em triplicata, do lixiviado utilizado, do afluente da ETE Icaraí, do esgoto e das misturas de esgoto e lixiviado. Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, condutividade, alcalinidade, cloreto, cor, turbidez, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), nitrogênio amoniacal e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

TABELA 3.1. TESTE DE BIODEGRADABILIDADE – AMOSTRAS ESTUDADAS

Provetas 1 (P1)	Esgoto bruto coletado na elevatória de São Francisco
Provetas 2 (P2)	Afluente da ETE Icaraí (Niterói/RJ)
Provetas 3 (P3)	Mistura de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do Céu na proporção de 1%
Provetas 4 (P4)	Mistura de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do Céu na proporção de 2%
Provetas 5 (P5)	Mistura de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do Céu na proporção de 5%



FIGURA 3.1 – SISTEMAS MONTADOS PARA ESTUDO DE BIODEGRADABILIDADE

Após o preparo das provetas, deu-se início ao processo de aeração das mesmas e à retirada de alíquotas de 10 mL a cada 30 minutos durante um período de 5 h. As alíquotas retiradas foram imediatamente filtradas em membranas de 0,45 μm e armazenadas em temperatura de 4 °C para posterior análise da DQO. As análises de DQO foram realizadas em triplicata. Completadas 4 h, foram retiradas alíquotas das provetas para análise, em duplicata, de SST e SSV.

As análises foram realizadas segundo procedimentos estabelecidos por APHA (2005), especificados no item 3.5 deste trabalho.

Ao término do ciclo de 5 h foi analisada a taxa de consumo de oxigênio nos cinco sistemas montados. Utilizou-se a metodologia descrita em Jordão e Pêsoa (2005).

3.3. Reator em escala Piloto

A Estação piloto, que foi projetada pela TECMA Ltda, foi instalada na ETE de Icaraí no município de Niterói – RJ, por ser disponível esgoto e lixiviado para sua alimentação. A planta, cujo desenho esquemático é apresentado na Figura 3.2, possui um tanque de aeração com volume útil de trabalho de 1150 L.

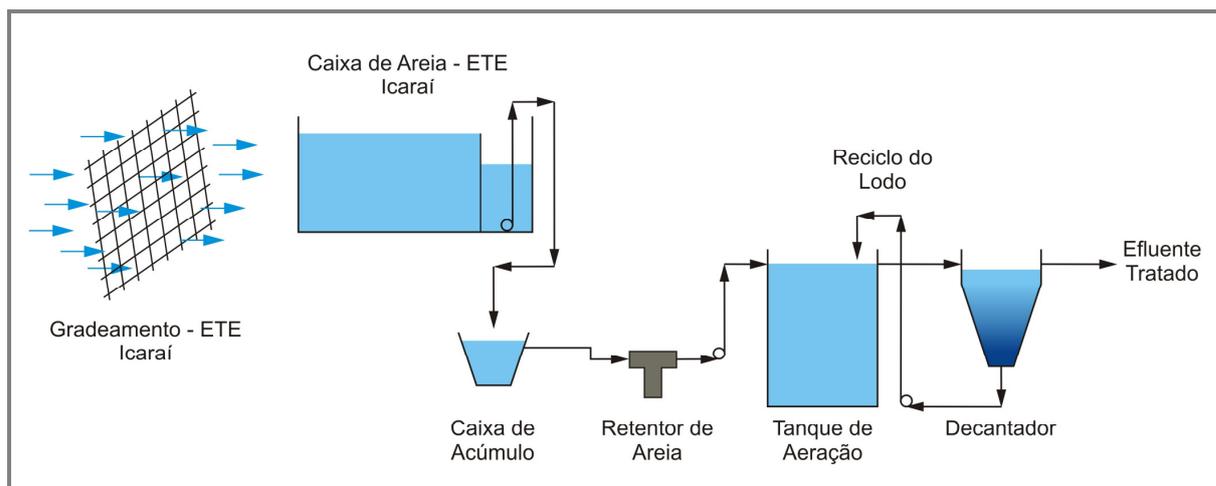


FIGURA 3.2 - ESQUEMA DA PLANTA PILOTO

O aerador do tipo mecânico (Eberle, B71a4) trabalha sobre uma base flutuante (Figura 3.3). A injeção de ar é feita pela diferença de pressão gerada pelo giro do eixo do aerador que possui perfurações que ficam acima do nível líquido do tanque. O efluente a ser tratado é inserido na parte superior do tanque de aeração através de uma bomba dosadora (Kohlbach, VGD10) (Figura 3.4).



FIGURA 3.3 – AERADOR SOB BASE FLUTUANTE



FIGURA 3.4 - BOMBA DOSADORA

Subseqüente ao tanque de aeração há o decantador circular, cujo volume é de aproximadamente 100 L (1,2 m de altura e 0,4 m de raio superior). O material sobrenadante passa pela calha do decantador antes da saída do sistema. O retorno do lodo para o tanque de aeração é feito por um sistema de *air lift*, onde o lodo sedimentado é arrastado para o tanque de aeração quando o compressor de ar é acionado. O controle do intervalo e tempo de acionamento do compressor (Jet Master Schulz, MS2:3) é feito no painel de controle. No mesmo painel é regulada a vazão da bomba dosadora por meio de um inversor de frequência. O retorno do lodo foi programado para intervalos de 30 em 30 minutos, durante um tempo de dois minutos. Não foi possível realizar a retirada de lodo em excesso devido à quantidade

reduzida de massa biológica no tanque de aeração durante todo o período de operação da planta piloto.

No início da operação da planta piloto, em decorrência de alguns problemas no funcionamento, o sistema foi alterado. A alimentação do sistema que era feita diretamente da caixa de areia da ETE Icaraí, sujeita às variações de nível e à presença de areia no fundo, passou a ser feita de uma calha existente após a caixa de areia. No entanto, foi adicionada uma bomba submersa na calha para alimentação de uma caixa de acúmulo que foi instalada próxima à planta piloto. A bomba helicoidal de alimentação passou então a operar succionando o efluente diretamente da caixa de acúmulo. Foi acrescido ainda na planta um sistema de retenção de areia, para garantir a não entrada de areia na bomba de alimentação e assim evitar danos à mesma.



FIGURA 3.5 – CAIXA DE ACÚMULO

A caixa de acúmulo (Figura 3.5) utilizada, com volume de 2000 L, foi alimentada uma vez ao dia. O bombeamento para esta caixa foi realizado quando não havia despejo de outros efluentes na ETE, feitos em geral por meio de caminhões. Na Figura 3.6 é apresentada a foto geral da planta piloto.



FIGURA 3.6 – FOTO GERAL DA PLANTA PILOTO

O lixiviado adicionado à mistura de entrada da ETE para chegar-se ao percentual de mistura de lixiviado e esgoto desejado foi coletado em caminhões que fazem o descarte deste tipo de fluente na ETE de Icaraí. Os lixiviados utilizados foram caracterizados.

Anteriormente à partida da Estação piloto foram efetuados os testes hidrodinâmicos para verificação do tempo de mistura e da qualidade da transferência de oxigênio para o líquido.

3.3.1. Testes Hidrodinâmicos

Para estudar a hidrodinâmica do reator da Estação Piloto de Icaraí, determinou-se o tempo de mistura do tanque e o coeficiente global de transferência de oxigênio, que são parâmetros que permitem conhecer melhor as reais condições de operação do reator.

3.3.1.1. Determinação do Tempo de Mistura

A determinação do tempo de mistura permite conhecer o tempo necessário para que o afluente do tanque seja completamente homogeneizado no seu interior. A metodologia utilizada foi a de estímulo e resposta com traçador salino. As condições do ensaio foram: regime de batelada, tanque preenchido com água de abastecimento da rede, sem biomassa, à temperatura ambiente.

O traçador salino utilizado foi uma solução de cloreto de sódio. A solução foi preparada, com o menor volume possível, de modo que, ao ser adicionada no reator, a concentração final obtida fosse de 1 g/L.

Padrões com diferentes concentrações de NaCl foram preparados para construção de uma curva padrão de calibração NaCl x condutividade, na faixa de 0 a 1 g/L de NaCl. As leituras de condutividade nos padrões de NaCl são apresentadas na Tabela 3.2.

**TABELA 3.2. DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE MISTURA
DADOS DA CURVA DE CALIBRAÇÃO**

<i>NaCl (g/L)</i>	<i>Condutividade(μS/cm)</i>
0	92,8
0,216	517
0,4016	897
0,6032	1273
0,8008	1637
1,0012	2030

Na Figura 3.7 é apresentada a curva de calibração NaCl x condutividade construída para posterior conversão de leituras de condutividade em concentração de NaCl. A curva obtida apresentou boa adequabilidade entre a concentração de NaCl e a condutividade ($R^2=0,9997$).

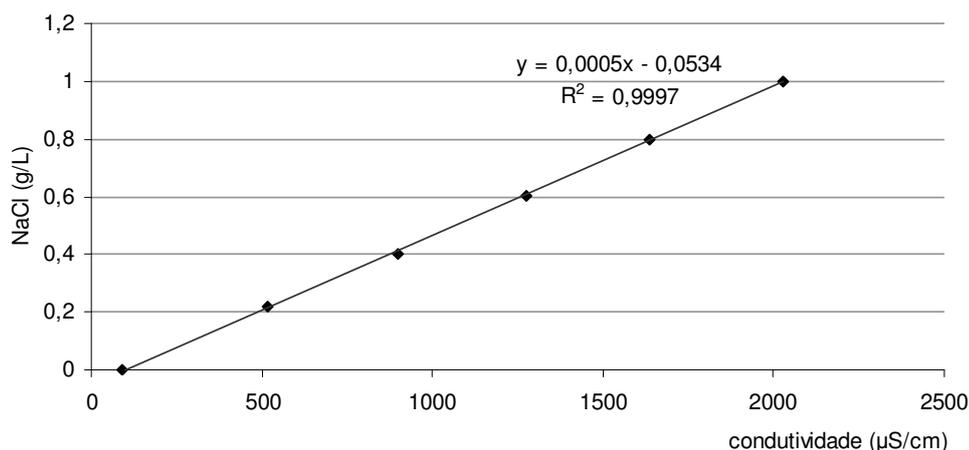


FIGURA 3.7. DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE MISTURA - CURVA NaCl X CONDUTIVIDADE

A determinação do tempo de mistura iniciou-se com a adição do traçador salino próximo a entrada do afluyente do reator, na forma de pulso instantâneo. Imediatamente, iniciou-se o registro da condutividade medida no topo do reator, em ponto próximo a saída. Os valores foram monitorados em intervalos de 5 segundos, até serem obtidos valores de condutividade constantes. O experimento foi realizado em duplicata.

3.3.1.2. Determinação do Coeficiente Global de Transferência de Oxigênio (K_{La})

A aeração em um sistema de lodos ativados, além de manter agitação evitando sedimentação e retirar produtos voláteis, visa fornecer oxigênio suficiente para o metabolismo dos organismos (JORDÃO, 1995). Portanto, objetivando avaliar a capacidade da planta de transferir oxigênio do sistema de aeração para o reator, determinou-se o coeficiente global de transferência de oxigênio (K_{La}).

A determinação do K_{La} foi realizada no tanque preenchido com água de abastecimento da rede. As condições do teste foram: regime de batelada, sem biomassa, à temperatura ambiente. A metodologia utilizada, descrita em ASCE (2006), consiste na desoxigenação do meio fluido seguida do acionamento do sistema de aeração até que valores próximos da concentração de saturação sejam alcançados.

A remoção do oxigênio dissolvido presente no tanque foi realizada com a adição de sulfito de sódio e cloreto de cobalto (que atua como catalisador), sendo calculada previamente a quantidade de sulfito de sódio necessária para consumir todo o oxigênio dissolvido presente

no tanque de aeração. A reação de desoxigenação através do sulfito de sódio é apresentada a seguir:



Segundo a estequiometria da reação, teoricamente, são necessários 7,9 mg/L de Na_2SO_3 para a remoção de 1 mg/L de oxigênio dissolvido. A temperatura da água no dia da realização dos testes esteve na média de 27,2 °C, portanto, considerou-se o valor de OD de saturação como 8,0 mg/L, conforme APHA (2005). Sendo o volume de trabalho do tanque de 1150 L, a quantidade teórica de sulfito de sódio necessária para desoxigenar a água contida no tanque é de 72,7 g. Utilizou-se o quantitativo de 80 g em cada teste considerando um excesso de 10 a 20% sobre o valor calculado. Quanto a quantidade de cloreto de cobalto, visou-se adicionar o suficiente para atingir uma concentração mínima no tanque de 1,5 mg/L de Co^{2+} , ou seja, 3,3 mg/L de CoCl_2 . Adicionou-se, portanto, 4,0 g de cloreto de cobalto.

Os valores de OD foram monitorados através de um oxímetro (YSI – 55A), cuja sonda foi posicionada no ponto médio entre a parede e o centro do tanque, a 30cm do fundo. Sendo verificado que o OD no tanque aproximou-se de valores próximos de zero, iniciou-se a aeração e o registro das leituras em intervalos de 15 em 15 segundos.

3.3.2. Operação da Planta Piloto

A operação da planta piloto foi realizada em três etapas. Na primeira e na terceira, o sistema foi alimentado com uma mistura de lixiviado e esgoto na proporção de 2 a 2,5% de lixiviado. Na segunda etapa a alimentação da planta foi o próprio efluente da entrada da ETE de Icaraí, após passagem pela caixa de areia da própria Estação. Este efluente consiste em uma mistura de esgoto e lixiviado na proporção de 0,5 a 1,0% de lixiviado, visto que o lixiviado gerado no Aterro do Morro de Céu é ligado à rede coletora de esgoto antes da chegada na ETE Icaraí.

A bomba de alimentação operou com vazão em torno de 60 a 68 L/h com TDH na faixa de 17 a 19 h, com recirculação do lodo biológico. O retorno do lodo foi programado para intervalos de 30 em 30 minutos, durante um tempo de dois minutos.

O sistema foi inicialmente inoculado com uma biomassa aeróbia proveniente de um processo biológico (biodisco) da ETE de Toque-Toque (Niterói/RJ). Na segunda fase, optou-

se por acrescentar no sistema biomassa aeróbia, com o fim de elevar a concentração de SSV no tanque de aeração. A biomassa acrescentada nesta fase foi retirada do processo de biodisco da ETE de Cambinhas (Niterói/RJ).

A Estação Piloto foi monitorada diariamente desde a sua partida a fim de verificar se foi atingida a condição de equilíbrio e avaliar a eficiência do tratamento. Os parâmetros físico-químicos monitorados no afluente e efluente do sistema na fase I foram: pH, DQO, DBO₅, SSV, SST e N-NH₃, turbidez, cor aparente e cor verdadeira. No reator de lodos ativados foram monitorados: oxigênio dissolvido (OD), pH, SST, SSV, IVL, Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) e Taxa de Consumo de Oxigênio específica (TCO_{esp}). Além destes parâmetros foi analisada a microscopia do lodo, quando foram feitas fotografias do lodo através de uma câmera fotográfica digital (Sony, DSC-W110) posicionada manualmente junto às objetivas do microscópio óptico. Nas fases II e III foram monitorados os seguintes parâmetros: pH, DBO₅, DQO, SSV, SST, N-NH₃, nitrito, nitrato, alcalinidade, cloreto, Carbono Orgânico Dissolvido (COD), cor aparente e verdadeira. No reator de lodos ativados foram monitorados: OD, pH, SST, SSV, IVL, TCO, TCO_{esp} e microscopia. As análises de pH, OD e TCO foram realizadas *in situ*. As amostras coletadas para análise em laboratório foram conservadas em temperatura de 4 °C até o momento da análise. A análise de turbidez foi realizada na fase II, mas não foi possível realizá-la na última fase da pesquisa em virtude de problemas com o equipamento utilizado.

Os parâmetros físico-químicos foram determinados de acordo com APHA (2005). No item 3.5.2 são descritas as metodologias dos parâmetros analisados.

Para verificação parcela de carga orgânica proveniente de lixiviados em relação à carga total afluente a piloto nos efluentes de alimentação da planta piloto, foram considerados nos cálculos os lixiviados provenientes de outros aterros que compuseram as misturas de alimentação nas fases I e III, visando chegar-se o mais próximo possível dos percentuais reais em relação às cargas poluentes. A metodologia utilizada nestes cálculos é apresentada a seguir:

Fases I e III

- Valor mínimo =
$$\frac{[\text{DQO média (lixiviados A e B)} \times 1,5\% + \text{DQO (lixiviado Morro do Céu)} \times 0,5\%]}{\text{DQO (afluente da piloto)}}$$
- Valor máximo =
$$\frac{[\text{DQO média (lixiviados A e B)} \times 1,5\% + \text{DQO (lixiviado Morro do Céu)} \times 1,0\%]}{\text{DQO (afluente da piloto)}}$$

Fase II

- Valor mínimo = $\frac{[DQO_{\text{(lixiviado Morro do Céu)}} \times 0,5\%]}{DQO_{\text{(afluente da piloto)}}$
- Valor máximo = $\frac{[DQO_{\text{(lixiviado Morro do Céu)}} \times 1,0\%]}{DQO_{\text{(afluente da piloto)}}$

3.4. Reatores em escala de bancada

Os reatores foram montados na Estação de Tratamento de Esgotos em Icaraí – Niterói e foram alimentados com uma mistura de esgoto e lixiviado. Foram utilizados reatores em material acrílico, com saída na lateral, próximo ao nível superior do líquido. O reator que operou em sistema de batelada tem um volume útil de 3 L. O reator operado em regime contínuo, com volume total de 3 L, possui uma barreira divisória que subdivide o espaço do reator em dois, funcionando o menor deles como decantador. Nas Figuras 3.8 e 3.9 são apresentados os reatores em batelada e contínuo, respectivamente.

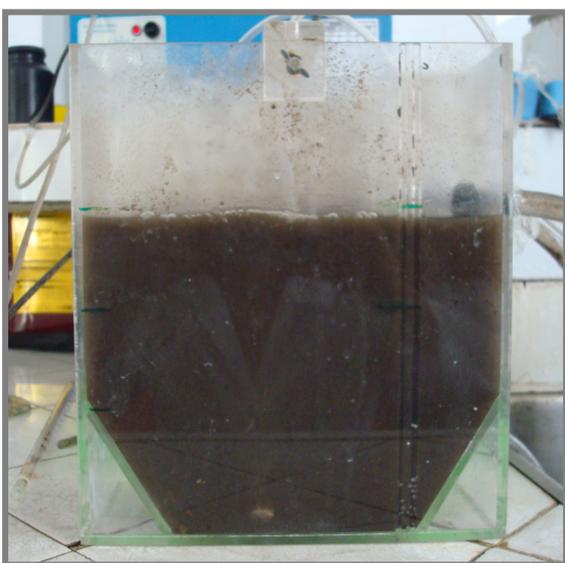


FIGURA 3.8 – REATOR OPERADO EM BATELADA

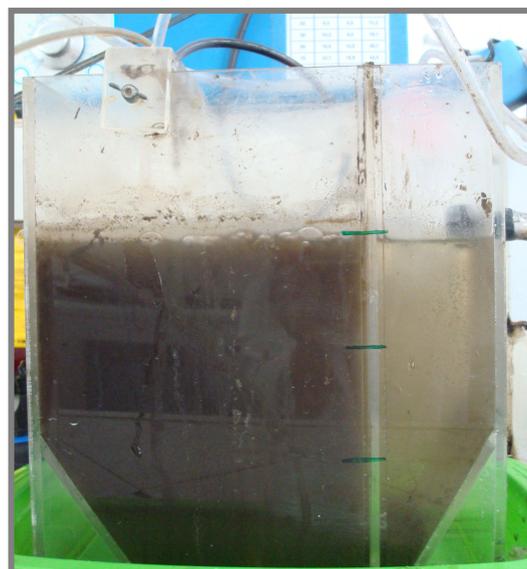


FIGURA 3.9 - REATOR OPERADO EM REGIME CONTÍNUO

3.4.1. Operação dos reatores de bancada

Os reatores foram operados por 32 dias ininterruptos. Na primeira fase, que consistiu nos primeiros 21 dias os reatores foram alimentados com mistura de 0,5 a 1,0% de lixiviado em relação ao esgoto, sendo a mistura utilizada a própria entrada da ETE de Icaraí. A partir do 22º dia, foi adicionado à mesma mistura, o volume de lixiviado necessário para atingir-se a concentração de 2 a 2,5% de lixiviado em relação ao esgoto.

Diariamente, após um período de decantação de 30 minutos, com os aeradores desligados, fez-se a retirada do sobrenadante no reator em batelada e adicionou-se nova mistura de lixiviado e esgoto na proporção correspondente a fase de operação.

A alimentação do reator contínuo foi realizada através de bomba peristáltica. A vazão da bomba foi regulada de modo que o tempo de detenção hidráulica fosse mantido em 6 h. O retorno de lodo foi realizado diariamente e manualmente. A mistura de alimentação do reator contínuo foi armazenada em bombona, sendo diariamente descartado o líquido remanescente e adicionada nova mistura.

Os reatores de bancada foram monitorados diariamente, sendo realizadas medições no lodo biológico de pH, OD, temperatura, IVL, TCO, TCO_{esp}, SST e SSV. As análises de TCO foram feitas ao final do ciclo de 24 h. Além destes parâmetros foram monitorados: DQO, DBO₅, COD, N-NH₃, e pH nos afluentes e efluentes dos reatores, sendo o efluente do reator em batelada o sobrenadante após 30 minutos de decantação. Foram realizadas também análises de microscopia nos lodos dos dois reatores.

Nos 3 primeiros dias de monitoramento, como foi utilizado o mesmo efluente na alimentação dos dois reatores foi coletada apenas uma amostra para caracterização. No entanto, observou-se que poderia haver diferença qualitativa entre os efluentes de alimentação dos dois reatores. O reator operado em batelada era alimentado diretamente enquanto no reator operado em regime contínuo (alimentação por bomba) poderia ocorrer depósito de materiais sólidos no fundo da bombona de armazenamento. Portanto, passou-se a coletar a amostra referente ao reator operado em regime contínuo diretamente do canal de saída da bomba.

O cálculo da estimativa da parcela de carga orgânica proveniente do lixiviado em relação à carga total afluente nos efluentes de alimentação dos reatores foi realizado da seguinte forma:

Fase I:

- Valor mínimo =
$$\frac{[DQO_{\text{(lixiviado Morro do Céu)}} \times 0,5\%]}{DQO_{\text{(afluente do reator)}}$$
- Valor máximo =
$$\frac{[DQO_{\text{(lixiviado Morro do Céu)}} \times 1,0\%]}{DQO_{\text{(afluente do reator)}}$$

Fase II:

- Valor mínimo =
$$\frac{[DQO_{\text{média (lixiviados A e B)}} \times 1,5\% + DQO_{\text{(lixiviado Morro do Céu)}} \times 0,5\%]}{DQO_{\text{(afluente do reator)}}$$
- Valor máximo =
$$\frac{[DQO_{\text{média (lixiviados A e B)}} \times 1,5\% + DQO_{\text{(lixiviado Morro do Céu)}} \times 1,0\%]}{DQO_{\text{(afluente do reator)}}$$

3.5. Metodologia analítica dos parâmetros monitorados**3.5.1. Reagentes**

São descritos a seguir os reagentes utilizados nas análises de alcalinidade, cloreto, COD, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato: ácido ascórbico, ácido clorídrico, ácido sulfúrico, biftalato de potássio, carbonato de sódio, cloreto de amônio, cloreto de cálcio, dicromato de potássio, fosfato de potássio monobásico, fosfato de sódio dibásico heptahidratado, hidróxido de sódio, molibdato de amônio, n-hexano, nitrato de prata, Solução de tartarato de antimônio e potássio, sulfato de magnésio heptahidratado, sulfato de prata, suspensão sílica diatomácea, obtidos da Vetec.

3.5.2. Parâmetros monitorados

▪ Alcalinidade

As amostras foram analisadas em até 24 horas após a coleta. O método utilizado foi o titulométrico, conforme APHA (2005), Método 2320B - *Titration Method*,

▪ Cloreto

Utilizou-se o método argentométrico (método de *Mhor*), conforme descrito em APHA (2005) - Método 4500 Cl⁻ B.

- COD

A quantificação de carbono orgânico dissolvido foi realizada através do método descrito em APHA (2005) - método 5310 B. As amostras são previamente filtradas em membrana com poro de 0,45 μm . e injetadas em uma câmara de reação onde o carbono orgânico e inorgânico são oxidados. O CO_2 resultante da oxidação é quantificado por um analisador de infravermelho. O carbono inorgânico, quantificado após remoção por acidificação, é reduzido do valor total (orgânico e inorgânico), sendo obtida a concentração de Carbono Orgânico Dissolvido. Foi utilizado o analisador de carbono orgânico Shimadzu (modelo TOC-V CPH/CPN).

- Cor aparente e verdadeira

A análise de cor foi feita segundo metodologia descrita em APHA (2005) - método 2120 C. Para verificação da cor verdadeira as amostras foram previamente filtradas a vácuo em membrana de celulose de 0,45 μm . As amostras foram lidas no espectrofotômetro (*Hach*, modelo DR2800) no comprimento de 465 nm.

- DBO_5

A análise de DBO_5 foi realizada segundo a metodologia descrita em APHA (2005) - método 5210 B.

- DQO

Foi seguida a metodologia de refluxo em meio ácido, descrita em APHA (2005) – método 5220 D. *Closed Reflux, colorimetric method*. Utilizou-se o espectrofotômetro da *Hach*, modelo DR2800 e digestor *Hach*, modelo DRB200.

- Fósforo

A análise de fósforo foi realizada a partir da digestão da amostra em meio ácido, que resulta na liberação de fósforo da matéria orgânica e da matéria em suspensão. A quantificação é colorimétrica em comprimento de onda de 880 nm. A metodologia é descrita em APHA (2005) – método 4500-PE. *Ascorbic Acid Method*. Foi utilizado espectrofotômetro da *Hach*, modelo DR2800.

- Índice volumétrico do lodo – IVL

IVL é definido por Von Sperling (1996) como o volume ocupado por 1 grama de lodo após 30 minutos de decantação. O cálculo é feito a partir de outros dois parâmetros: a concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração e H_{30} , que consiste na altura em cm de volume de lodo sedimentado em uma proveta de 1 L em um tempo de 30 minutos. O cálculo do IVL é descrito a seguir:

$$IVL = \frac{H_{30} \times 10^6}{H_0 \times SS} \quad (3.1)$$

sendo,

H_0 – medida da altura da proveta correspondente ao volume de 1L

H_{30} – medida da altura da proveta correspondente ao volume de lodo decantado após 30 minutos

SS – concentração de sólidos suspensos (mg/L)

- Nitrogênio amoniacal

A metodologia seguida foi a do eletrodo seletivo de amônia, descrito em APHA (2005) - método 4500-NH₃ D *Ammonia-Selective Electrode Method*, onde o pH é elevado para acima de 11 com o fim de converter toda a amônia dissolvida para gás amônia. Este, permeia a membrana do eletrodo mudando o pH da solução interna. Utilizando um potenciômetro, comparam-se as medidas de referência e lidas na amostra. Foram preparados, previamente, padrões de 1000, 100, 10 e 1 mg de N-NH₃/L para construção da curva padrão de calibração. Utilizou-se o Potenciômetro da marca Orion, modelo 290A

- Nitrito

Na análise de nitrito foi seguida a metodologia descrita em APHA (2005), 4500 – NO₂-B, método colorimétrico.

- Nitrato

A leitura é feita através de um eletrodo que responde a atividade do íon NO₃⁻. Foram preparados padrões de 1, 10 e 50 mg N-NO₃⁻/L para construção da curva de calibração. O método é descrito em APHA (2005) - método 4500-NO₃-D *Nitrate Electrode Method*.

- Óleos e graxas

Os óleos e graxas são separados das amostras através de extração com solvente orgânico e quantificados por gravimetria. A metodologia analítica é descrita em APHA (2005) – método 5520 D – *Soxhlet Extraction Method*.

- Oxigênio Dissolvido (OD)

Para esta medição foi utilizado oxímetro YSI, modelo 55A. A metodologia é descrita em APHA (2005) - método 4500-O G *Membrane Electrode method*.

- pH

O potencial hidrogeniônico foi determinado através da metodologia descrita em APHA (2005), método 4500H+ B - *Electrometric Method*. Foi utilizado pHmetro da marca Analyser, modelo pH300M e eletrodo combinado (modelo 2A13). O pHmetro associado ao eletrodo faz a conversão do valor do potencial do eletrodo em unidades de pH.

- Sólidos

Foram determinados os sólidos totais, dissolvidos totais, suspensos totais e suspensos voláteis, de acordo com as metodologias descritas em APHA (2005) métodos 2540 B, 2540 C e 2540 E. A quantificação foi determinada pela diferença gravimétrica. Para obtenção de sólidos suspensos e dissolvidos a amostra foi filtrada em filtro de 0,45 µm e submetida à temperatura de 180 °C. Para obtenção do SSV foi necessário submeter o filtrado a uma temperatura de 550 ±50 °C, quando a matéria volátil é quase completamente eliminada. Foi utilizado forno mufla da *Quimis*, modelo Q318M24 e estufa *Fabbe-primar*, modelo 219.

- Taxa de consumo de oxigênio

A medição da TCO foi realizada conforme metodologia descrita em Jordão e Pessôa, 2005, que consiste resumidamente na observação do decaimento de OD em intervalos de tempos iguais. As leituras foram realizadas em frasco de DBO, sob agitação mínima. Com os valores de OD obtidos é construída uma reta, cuja declividade corresponde a TCO.

- Turbidez

A turbidez foi medida a partir de um turbidímetro (Solar, modelo SL2K) segundo metodologia descrita em APHA (2005), método 2130 B - *Nephelometric Method*. O método consiste na comparação entre a intensidade de luz dispersada pela amostra com a intensidade de luz dispersada por uma suspensão padrão. Os resultados são expressos em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT).

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Monitoramento da ETE Icarai

4.1.1. Monitoramento das vazões de esgoto e lixiviado destinados na ETE Icarai

O resultado do monitoramento das correntes afluentes a ETE Icarai está apresentado na Tabela 4.1. Segundo as medições realizadas nos anos de 2007 e 2008. Ao longo deste período a relação média entre os volumes de esgoto e lixiviado foi de 0,68%.

TABELA 4.1. VALORES MÉDIOS DE VAZÕES DE ESGOTO E LIXIVIADO AFLUENTES À ETE ICARAÍ

	Mês	Esgoto (m ³ /dia)	Lixiviado (m ³ /dia)	Relação esgoto/lixiviado (volume/volume) (%)
2007	Janeiro	73115,4	471,6	0,65
	Fevereiro	71637,8	548,4	0,77
	Março	69033,6	396,0	0,58
	Abril	76057,4	413,8	0,55
	Maio	71291,3	444,4	0,62
	Junho	69231,1	387,7	0,57
	Julho	80851,2	387,5	0,48
	Agosto	83555,1	362,3	0,44
	Setembro	81354,2	302,3	0,37
	Outubro	76313,5	300,4	0,40
	Novembro	80880,2	497,5	0,62
	Dezembro	74660,8	559,5	0,75
2008	Janeiro	74550,5	513,6	0,69
	Fevereiro	69462,0	703,1	1,01
	Março	74731,4	831,6	1,15
	Abril	65830,4	798,1	1,22
	Maio	70129,1	682,6	0,97
	Junho	70365,8	524,1	0,76
	Julho	73745,4	438,5	0,60
	Agosto	75662,0	408,6	0,54
	Setembro	78400,3	418,1	0,54
	Média	74326,6	494,7	0,68

4.1.2. Caracterização de afluentes destinados na ETE Icaraí

O afluente da ETE de Icaraí (mistura de esgoto e lixiviado), no período de janeiro de 2007 a setembro de 2008, obteve as características apresentadas na Tabela 4.2. Observam-se altos valores de desvio padrão em função da variabilidade qualitativa dos efluentes. Além do afluente da ETE Icaraí foi monitorado o lixiviado do Aterro de Morro do Céu que é conduzido diretamente para a ETE por meio de dutos e o esgoto bruto originário da linha São Francisco.

TABELA 4.2. CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE DA ETE ICARAÍ, DO ESGOTO BRUTO TRATADO NA ETE ICARAÍ E DO LIXIVIADO DO ATERRO DO MORRO DO CÉU – NITERÓI/RJ

Parâmetro	Unidade	Lixiviado (N=25)		Esgoto Puro (N=25)		Entrada ETE (N=29)	
		Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio
pH	-	7,9	0,2	7,2	0,2	7,1	0,3
Turbidez	UNT	21,3	18,5	99,0	94,5	167,0	151,1
Condutividade	mS/cm	11,6	1,6	0,7	0,2	0,9	0,2
Cor verdadeira	UC	3145	1617	170	83	274	178
DBO	mg O ₂ /L	421	254	103	21	185	133
DQO	mg O ₂ /L	1428	425	172	68	381	251
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ /L	4557	1059	247	80	239	49
Cloretos	mg/L	2095	938	68	35	117	102
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	5677	902	368	111	475	153
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	114	100	154	57	389	236
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	67	47	115	55	281	162
Sólidos Totais	mg/L	5792	910	520	146	893	327
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ /L	904	221	31	14	32	9
Nitrito	mg NO ₂ ⁻ /L	< 0,01	-	<0,01	-	0,013	-
Óleos e Graxas	mg/L	-	-	45	32	162	193
Fósforo	mg/L	5,5	0,1	3,8	1,5	3,8	0,1

Observa-se alto teor de óleos e graxas tanto no esgoto puro quanto na entrada da ETE, valores médios de 45 e 162 mg/L, respectivamente. No afluente da ETE de Icaraí, os valores de óleos e graxas são justificados pelo despejo nesta Estação de outros efluentes, como efluentes de fossa. A elevada concentração de DQO no afluente da ETE de Icaraí quando comparada ao esgoto puro, é respectiva aos lixiviados e outros efluentes descarregados para tratamento nesta Estação. Quanto ao parâmetro de cor verdadeira, observa-se que na mistura

afluente à ETE Icaraí a média dos dados obtidos é cerca de 66% superior a média no esgoto puro.

A caracterização do lixiviado, apresentada na Tabela 4.3, coletado na última elevatória no trajeto entre o Aterro do Morro do Céu e antes da chegada na ETE Icaraí, apontou para uma redução média nos valores de nitrogênio amoniacal de cerca de 38% em relação ao lixiviado bruto coletado no aterro no mesmo dia. Tal redução pode ser resultante de aeração e de perdas por arraste da amônia volatilizada ao longo da linha de bombeamento do lixiviado.

TABELA 4.3. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DO ATERRO DO MORRO DO CÉU COLETADO NA ÚLTIMA ELEVATÓRIA

Parâmetro	Unidade	Média (N=2)	Desvio
pH	-	8,31	0,1
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ /L	3130	55
Condutividade	(mS/cm)	7,5	0,7
Cloreto	mg/L	1450	35
DQO	mg O ₂ /L	526	153
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	334	419
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	5807	4055
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	233	279
Sólidos Totais	mg/L	6141	4473
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₄ ⁺ /L	732	31
Cor aparente	UC	2265	177
Cor verdadeira	UC	2120	396

Foram monitorados dois dos outros lixiviados provenientes de aterros localizados no Estado do Rio de Janeiro, que são descarregados na ETE de Icaraí para tratamento (denominados nesta pesquisa lixiviados A e B). Os dados são apresentados na Tabela 4.4.

TABELA 4.4. CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADOS DISPOSTOS NA ETE ICARAÍ

Parâmetro	Unidade	Outros lixiviados dispostos na ETE Icarai	
		A (N=3)	B (N=1)
pH	-	8,2	7,9
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	2431	5645
Condutividade	mS/cm	13,1	15,6
Cloreto	mg/L	3417	2894
DQO	mg O ₂ /L	933	998
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ /L	661	849

*valores médios

Observa-se que o lixiviado do Aterro do Morro do Céu apresentou valores de DQO superiores aos dos demais lixiviados descartados na ETE Icarai.

4.1.3. Avaliação do acréscimo de carga devida à presença de lixiviado no afluente à ETE Icarai

As estimativas do acréscimo de carga, em função da presença do lixiviado, foram calculadas tanto em relação à carga afluente quanto em relação à carga do esgoto. Nos cálculos foram considerados os valores médios de volumes e de DQO. Como valor de DQO dos lixiviados, utilizou-se o valor médio do lixiviado do Morro do Céu (por considerar ser este mais significativo em termos de volume). Os dados utilizados bem como os resultados obtidos são apresentados na Tabela 4.5.

TABELA 4.5. ESTIMATIVA DA PARCELA DE CARGA ORGÂNICA RELATIVA AO LIXIVIADO NA ETE DE ICARAÍ

	Volume (m ³ /d)	DQO (mgO ₂ /L)	Carga orgânica (kgDQO/d)	Percentual de lixiviado (v/v)	Percentual de carga referente ao lixiviado em relação à carga de esgoto afluente da ETE ⁽¹⁾	Percentual de carga referente ao lixiviado em relação à carga do afluente da ETE ⁽²⁾
Esgoto	74326,6	172	12784,2			
Afluente da ETE	-	381	-	0,67%	5,5%	2,5%
Lixiviado	494,7 ⁽³⁾	1428 ⁽⁴⁾	706,4			

⁽¹⁾ [carga lixiviado / carga esgoto]

⁽²⁾ [percentual de lixiviado (v/v) x DQO_{lixiviado} / DQO_{afluente da ETE}]

⁽³⁾ volume diário de lixiviados dispostos na ETE proveniente de diferentes aterros

⁽⁴⁾ DQO média do lixiviado do Aterro do Morro do Céu

A avaliação em termos de carga permite uma visualização mais adequada da interferência do lixiviado no sistema. A relação entre os volumes no cálculo realizado é de 0,67% enquanto em termos de carga de DQO é de 5,5% em relação à carga de esgoto tratado na ETE. Já em relação à carga total de DQO recebida na ETE, a parcela de carga correspondente aos lixiviados é de 2,5%. Observa-se que os valores apresentados são estimativas, visto que foi considerado o valor médio da DQO do lixiviado do Aterro do Morro do Céu para todos os lixiviados descarregados na ETE.

4.2. TESTE DE BIODEGRADABILIDADE

Os testes de biodegradabilidade foram realizados com esgoto bruto, com o afluente da ETE Icarai e misturas de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do Céu nas seguintes proporções: 1%, 2% e 5%. A caracterização das amostras utilizadas está apresentada na Tabela 4.6.

TABELA 4.6 – CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS UTILIZADAS NOS TESTE DE BIODEGRADABILIDADE

Parâmetros	Esgoto * bruto	Afluente * da ETE Icarai	Mistura * esgoto + 1% de lixiviado	Mistura * esgoto + 2% de lixiviado	Mistura * esgoto + 5% de lixiviado	Lixiviado *
pH	7,1	7,2	7,3	7,5	7,7	8,3
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	771	796	950	1642	2342	12145
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	238	204	305	345	474	4019
Cloreto (mg/L)	74	94	94	117	191	2608
Cor verdadeira (UC)	82	90	-	-	-	3784
Cor aparente (UC)	176	223	-	-	-	3863
Turbidez (UNT)	169	285	47	67	49	41
SST (mg/L)	-	-	142	139	153	-
SSV (mg/L)	-	-	201	198	234	-
Nitrogênio amoniacal ($\text{mg N-NH}_4^+/\text{L}$)	31	28	37	45	68	800
DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	147	426	274	341	256	1880

*valores médios.

Na Tabela 4.7 são apresentados os valores de SSV e TCO_{esp} obtidos nos ensaios de biodegradabilidade. Observa-se proximidade entre os valores de TCO_{esp} obtidos em cada

sistema (Tabela 4.2). Tais resultados não indicam ter havido interferência na atividade do lodo em função da presença de lixiviado (para os percentuais avaliados e para um período de 5 h).

TABELA 4.7 – RESULTADOS DE SSV E TCO_{esp} DOS TESTES DE BIODEGRADABILIDADE

	SSV (mg/L)	TCO _{esp} (mgO ₂ /gSSV.L.h)
P1 – esgoto bruto coletado na elevatória de São Francisco	1453	11,2
P2 – afluente da ETE Icaraí (Niterói/RJ)	1454	12,4
P3 – mistura de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do céu na proporção de 1%	1387	11,7
P4 – mistura de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do céu na proporção de 2%	1371	12,3
P5 – mistura de esgoto com lixiviado do Aterro Morro do céu na proporção de 5%	1316	12,0

No período de 5 h, as análises de DQO indicaram uma redução de 73% para amostra do afluente da ETE de Icaraí (percentual de lixiviado em torno de 0,68%). Para as misturas de lixiviado e esgoto nas proporções de 1, 2 e 5%, as reduções dos valores de DQO foram de 58, 41 e 34%, respectivamente. O teste realizado apenas com esgoto indicou redução de 55% para o mesmo período de tempo. O acompanhamento dos valores de DQO ao longo do tempo está apresentado na Figura 4.1. O resultado obtido no sistema controle, alimentado apenas com esgoto, não foi representativo.

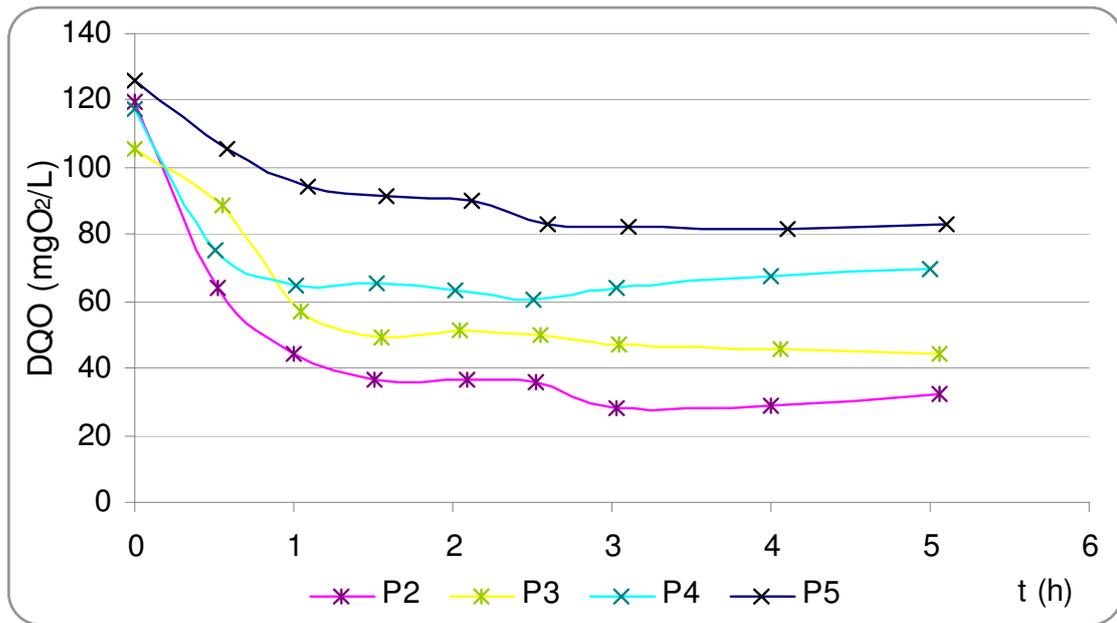


FIGURA 4.1. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE DQO NO TESTE DE BIODEGRADABILIDADE – PROJETAS 2 (AFUENTE ETE ICARAÍ), 3 (1% DE LIXIVIADO), 4 (2% DE LIXIVIADO) E 5 (5% DE LIXIVIADO)

Embora haja variações nas concentrações de DQO observam-se variações menos bruscas entre o período de 2 e 5 h, que pode ser em função do término da degradação da matéria orgânica de fácil assimilação pelas bactérias, o que resultaria na degradação mais lenta dos demais compostos. Na Figura 4.2 estão apresentadas as reduções percentuais dos valores de DQO obtidas ao término do experimento em função do percentual de lixiviado presente em cada mistura. Os valores referentes aos sistemas P2, P3, P4 e P5 corresponderam à expectativa de que, para um mesmo intervalo de tempo de experimento, quanto maior o percentual de lixiviado na alimentação, menor a redução final de DQO.

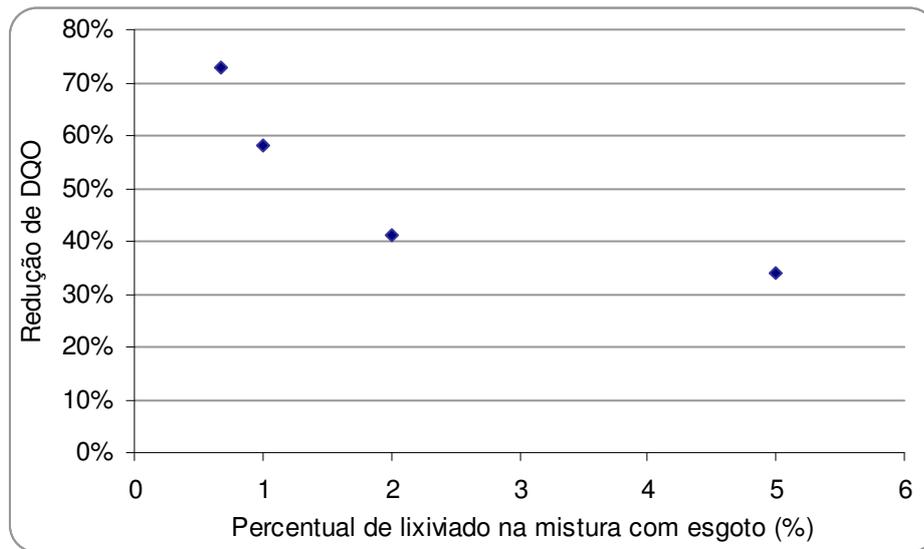


FIGURA 4.2. REDUÇÕES DE DQO NO TESTE DE BIODEGRADABILIDADE

4.3. Reator em escala Piloto

Antes do início de operação da planta piloto, foram realizados testes hidrodinâmicos. No dia 12 de março de 2008 foi dada partida na planta piloto com inóculo de um sistema de tratamento biológico da ETE de toque-toque – Niterói/RJ. Após modificações no projeto, em virtude de problemas operacionais, iniciou-se o monitoramento da planta em 15 de julho de 2008, quando foram adicionados 40 L de lodo do biodisco da ETE de Cambinhas. Durante o intervalo de 12 de março a 15 de julho de 2008 foi mantida a aeração do sistema, porém, não foi possível a alimentação diária por bombeamento. A primeira fase de operação também sofreu interferências em virtude de problemas operacionais. Entre os dias 14 e 19 de agosto, foi adicionado 600 mL de álcool diariamente no tanque de aeração, em virtude da interrupção na alimentação. No dia 20 de agosto foram adicionados 70 L de lodo proveniente do biodisco da ETE de Cambinhas.

4.3.1. Testes Hidrodinâmicos

4.3.1.1 Determinação do tempo de mistura

Na Figura 4.3 são apresentados os resultados da verificação do tempo de mistura, realizado em duplicata. Os valores obtidos indicam que o tempo de mistura da planta piloto é de 1,83 minutos, tempo correspondente a 95% da máxima concentração de NaCl (1,0 mg/L).

Ou seja, após a entrada do efluente na planta, são necessários aproximadamente 2 minutos para mistura deste com o todo o material já presente. Este tempo não se mostra relevante como prejudicial para o funcionamento da planta diante do tempo de detenção hidráulico mantido durante a operação (17-19 h).

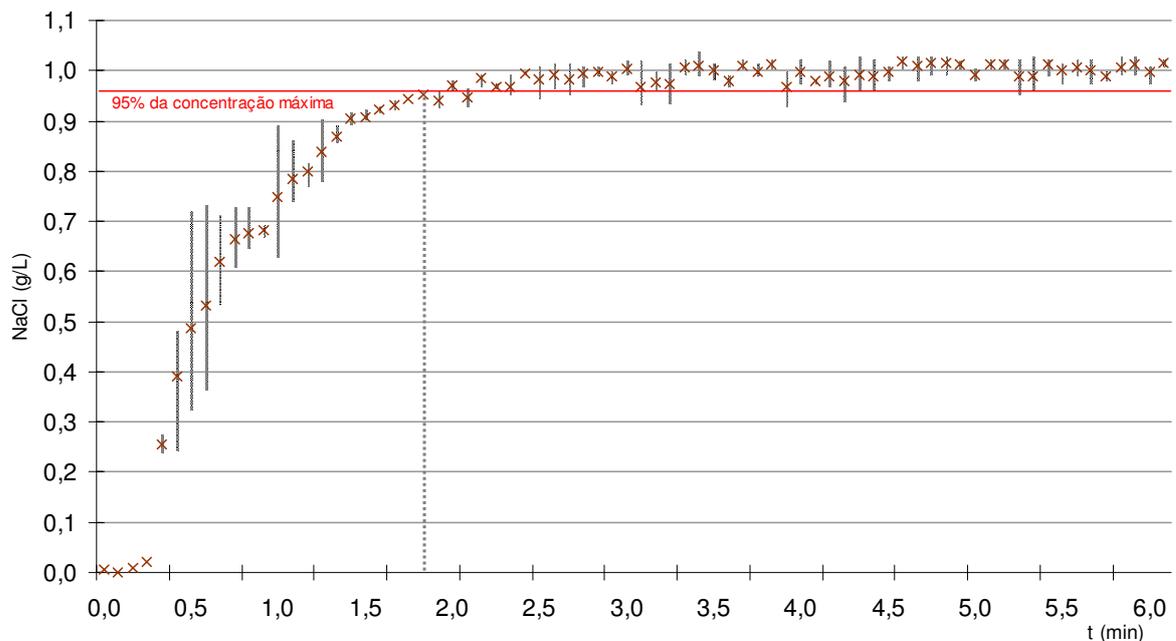


FIGURA 4.3. DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE MISTURA - ACOMPANHAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE NaCl EM FUNÇÃO DO TEMPO (VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DO TESTE REALIZADO EM DUPLICATA)

4.3.1.2 Determinação do K_{La}

Os resultados referentes às leituras de OD no tanque após desoxigenação com sulfito de sódio seguida do acionamento do aerador são apresentados na Figura 4.4.

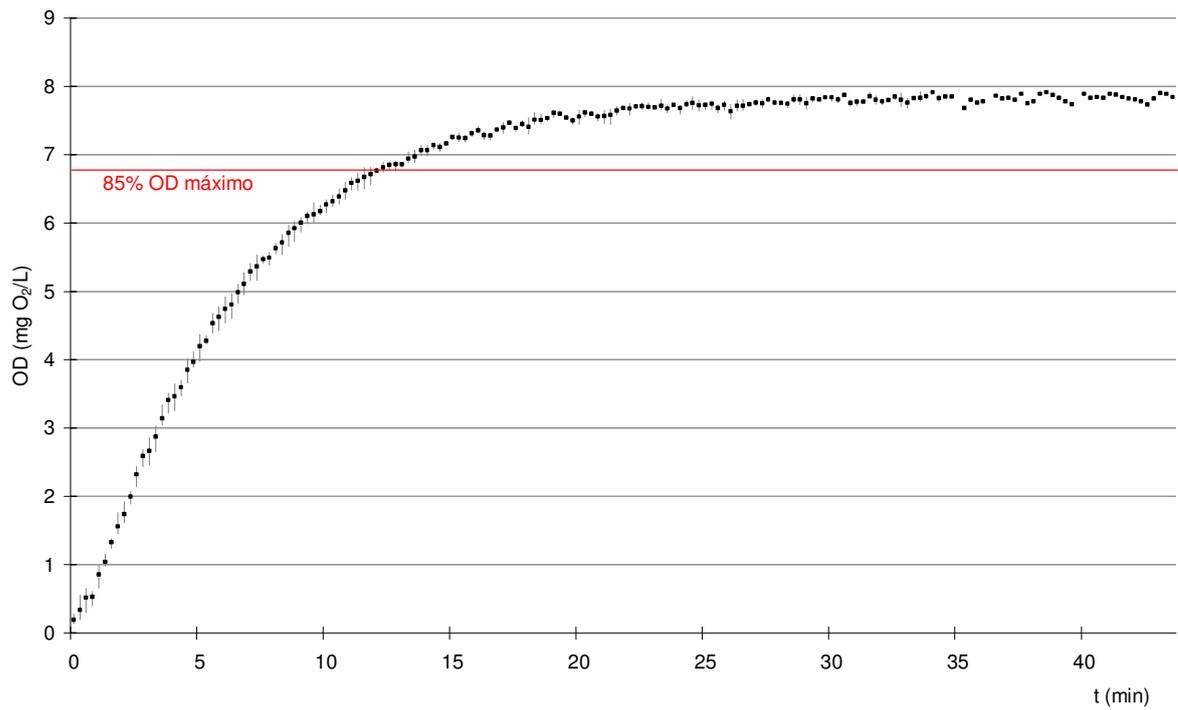


FIGURA 4.4. DETERMINAÇÃO DO K_{La} – CONCENTRAÇÕES DE OD EM FUNÇÃO DO TEMPO

Construiu-se ainda a curva $\ln[(c^*-c)/c^*]$ x t(min) (Figura 4.5), sendo:

c^* - concentração máxima de OD; e

c - concentração de OD lida no respectivo tempo.

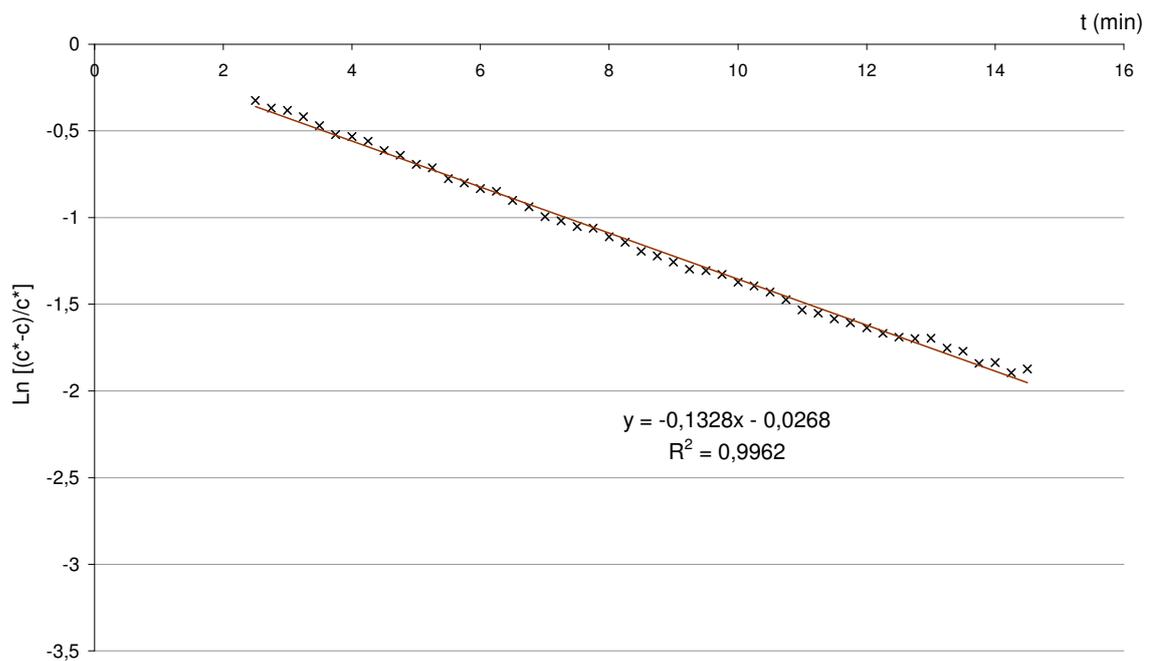


FIGURA 4.5. DETERMINAÇÃO DO K_{La} – CURVA $\ln[(c^*-c)/c^*]$ x t(min)

Do coeficiente angular da reta construída obteve-se o valor de K_{La} igual a $7,97 \text{ h}^{-1}$. Segundo Ramalho (1983), para a correção da temperatura utiliza-se a seguinte fórmula:

$$(K_{La})_{w,T} = (K_{La})_{w,20^{\circ}\text{C}} \times \theta^{T-20}, \text{ sendo } \theta = 1,024 \quad (3.3)$$

Ajustando o K_{La} encontrado para a temperatura de 20°C , obteve-se $K_{La(20)} = 9,46 \text{ h}^{-1}$.

Diferentes valores de K_{La} foram observados em outros estudos. Rodgers determinou K_{La} de $46,2 \text{ h}^{-1}$ em processo aeróbio com suporte fixo. Viero determinou valores de K_{La} de 30 a 150 h^{-1} em bio-reator com membrana submersa. Em reator aeróbio de leito fixo em PVC Fica-Piras obteve valores de 6 a 12 h^{-1} . Motta obteve valores de K_{La} na faixa de $8,4 \text{ h}^{-1}$ para reator aeróbio com suporte fixo. Em reatores aeróbios de leito fluidizado em escala piloto, Gebara obteve valores entre 6 e 42 h^{-1} . (VENDRAMEL, 2004)

4.3.2. Monitoramento da planta piloto

A planta piloto operou em três fases distintas. Nos primeiros 46 dias de monitoramento, a planta foi alimentada com proporção em volume de lixiviado na faixa de 2 a 2,5%. Na fase II, a alimentação foi modificada para a proporção de 0,5 a 1% de lixiviado. Este fase foi monitorada por 91 dias. Na fase III, foi repetida a mistura de alimentação da fase I (2 a 2,5% de lixiviado) e o período de monitoramento foi de 12 dias.

4.3.2.1. Caracterização dos efluentes de alimentação da planta piloto

As caracterizações das misturas de alimentação da planta piloto de lodos ativados, nas três fases de operação, estão apresentadas na Tabela 4.8.

TABELA 4.8. CARACTERIZAÇÃO DAS MISTURAS DE ALIMENTAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO

Fase	pH	Parâmetros						
		DQO* (mg/L)	SST* (mg/L)	DBO ₅ * (mg/L)	N-NH ₃ * (mg/L)	COD* (mg/L)	Cloreto* (mg/L)	Alcalinidade* (mg de CaCO ₃ /L)
I (2,0 a 2,5%)	7,5	368	161	-	96	-	183	244
II (0,5 a 1,0%)	7,5	379	208	243	36	59	171	195
III (2,0 a 2,5%)	7,5	356	76	-	42	46	188	152

* valores médios

Para visualização do aumento de carga poluidora nas misturas utilizadas na alimentação com esgoto bruto, verificou-se qual o incremento de carga de DQO e o percentual em relação à carga orgânica proveniente do esgoto. Como nas fases I e III compuseram o efluente a ser tratado também lixiviados provenientes de outros aterros, na estimativa das cargas os valores médios de DQO destes lixiviados também foram considerados, visando chegar-se o mais próximo possível dos percentuais reais em relação às cargas poluentes. Os cálculos e dados obtidos constam na Tabela 4.9.

TABELA 4.9. ESTIMATIVA DA PARCELA DE CARGA ORGÂNICA NA PLANTA PILOTO RELATIVA AO LIXIVIADO

		DQO (mgO ₂ /L)	Percentual de lixiviado em relação ao esgoto (v/v)	Parcela de carga orgânica proveniente de lixiviados em relação à carga total afluente a piloto	
				Mínima	Máxima
Fase I 2,0-2,5%	Afluente da Piloto	368	-		
	Lixiviados A e B*	965	1,5%	5,9%	7,8%
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%		
Fase II 0,5-1,0%	Afluente da Piloto	379	-		
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%	1,9%	3,8%
	Afluente da Piloto	359	-		
Fase III 2,0-2,5%	Lixiviados A e B *	965	1,5%	6,0%	8,0%
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%		

* valores médios

Os valores apresentados apontam que os percentuais de lixiviado apresentados em termos de carga orgânica diferem consideravelmente dos percentuais em relação aos volumes. O incremento de carga orgânica é um dos fatores que mais pode interferir no processo. Os percentuais em termos de volume não são muito expressivos quando não é conhecida a carga do lixiviado em questão, ainda mais se tratando deste tipo de resíduo que tem características tão variáveis dependendo da época e da procedência. Os cálculos mostram que nas fases em que o percentual em termos de volume foi de 2,0 a 2,5%, a carga variou de 5,9 a 8,0%. Na fase II, a proporção entre a carga de lixiviado e a total ficou na faixa de 1,9 a 3,8%. Observa-se que por se tratarem de percentuais baixos de lixiviado em relação ao esgoto, a diferença entre a relação volume de lixiviado por volume de esgoto não é significativamente diferente da relação volume de lixiviado por volume total.

4.3.2.2. Relação A/M e idade do lodo

Em função da alta variabilidade de concentração orgânica na alimentação da planta piloto, a relação A/M não foi fixada ao longo do projeto, mas foi determinada a partir da razão entre DQO e SSV, em função da maior confiabilidade e rapidez da análise de DQO, quando comparada à DBO, promovendo um maior número de dados.

Os valores da relação alimento micro-organismos (kgDQO/kgSSV.d) em cada fase são apresentados na Figura 4.6. Em termos de DBO₅, os valores médios foram de 0,33, 0,28 e 0,21 kgDBO₅/kgSSV.d nas fases I, II e III respectivamente.

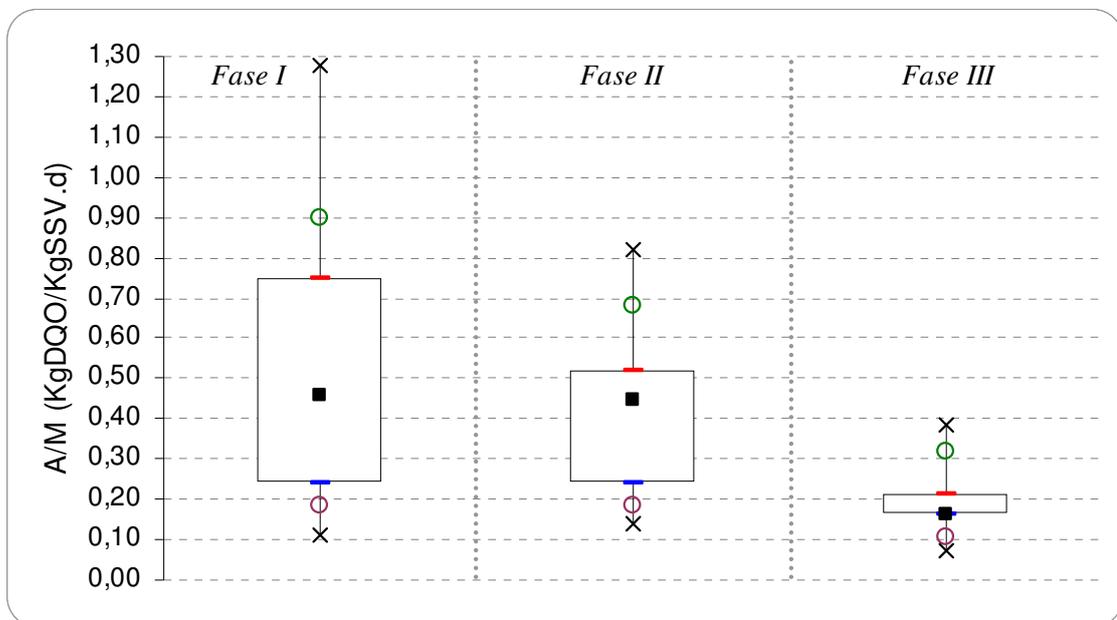


FIGURA 4.6. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DA RELAÇÃO A/M (kgDQO/kgSSV.d) NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS.

Para comparar com dados usualmente encontrados na literatura, as faixas da relação A/M (kgDBO/kgSSV.d), apresentadas por Jordão (2005), foram multiplicadas por um fator igual a 1,7. Para o cálculo deste fator foi considerada a relação entre DBO₅ e DQO para esgoto médio, visto que mais de 50% dos dados de DQO no afluente da planta piloto encontravam-se na faixa de 200 a 500 mgO₂/L. Utilizando, portanto, o fator de multiplicação de 1,7 e os dados de Jordão (1995), são apresentados na Tabela 4.10 os valores da relação A/M, em função da DQO.

TABELA 4.10. RELAÇÃO ALIMENTO E MICRO-ORGANISMOS

LODOS ATIVADOS	RELAÇÃO A/M	
	<i>kgDBO₅/kgSSV.d</i>	<i>kgDQO/kgSSV.d</i>
Convencional	0,2 a 0,4*	0,34 a 0,68
Aeração prolongada	0,05 a 0,15*	0,08 a 0,26
Alta capacidade	0,4 a 1,5	0,68 a 2,55

* Fonte: Jordão (2005)

Os dados mostram que a planta piloto operou na modalidade de aeração prolongada apenas na fase III. No acompanhamento da relação A/M nesta fase, 75% dos dados estiveram abaixo de 0,20. Nas duas fases iniciais a planta piloto operou na maior parte do tempo no modo convencional, conforme os dados da Tabela 4.11.

Os valores médios de idade de lodo nas fases I, II e III foram de 11, 17 e 20 dias, respectivamente. Esses altos valores de idade do lodo possivelmente foram devido à perda de sólidos no efluente da planta piloto, já que não houve descarte de lodo biológico ao longo da operação.

4.3.2.3. Eficiência de redução de DQO

A Figura 4.7 apresenta os resultados dos valores de DQO no afluente e efluente na planta piloto nas três fases monitoradas.

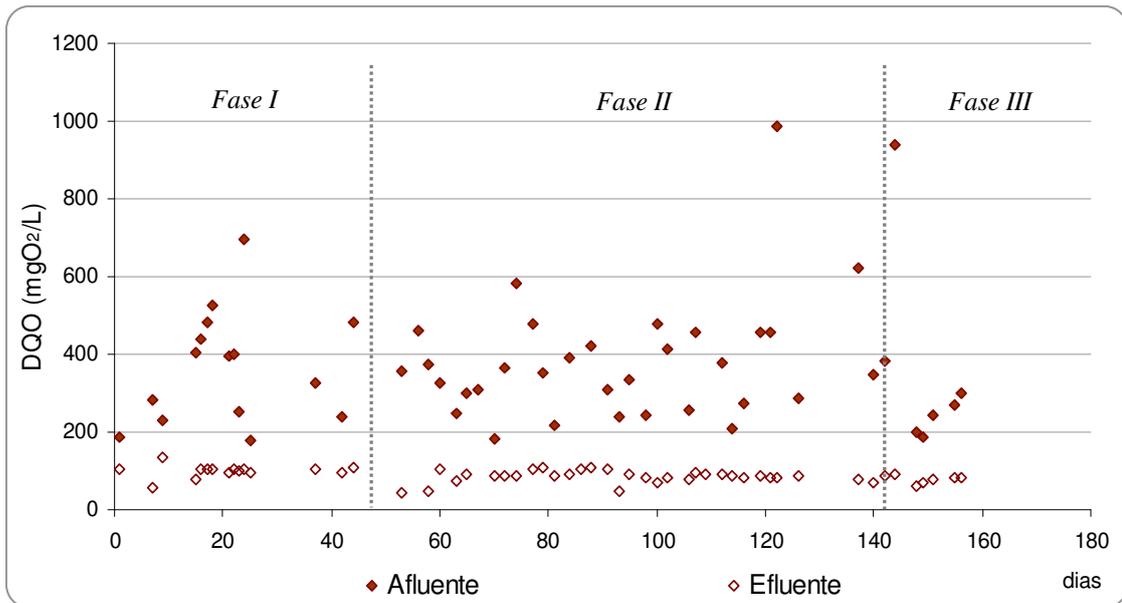


FIGURA 4.7. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE DQO NO AFLUENTE E EFLUENTE NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Os resultados demonstram que os valores de DQO após o tratamento não apresentaram variações consideráveis. Na Figura 4.8 é possível observar que os valores de DQO após o tratamento mantiveram-se em torno de 100 mgO₂/L independente dos valores de DQO no afluente.

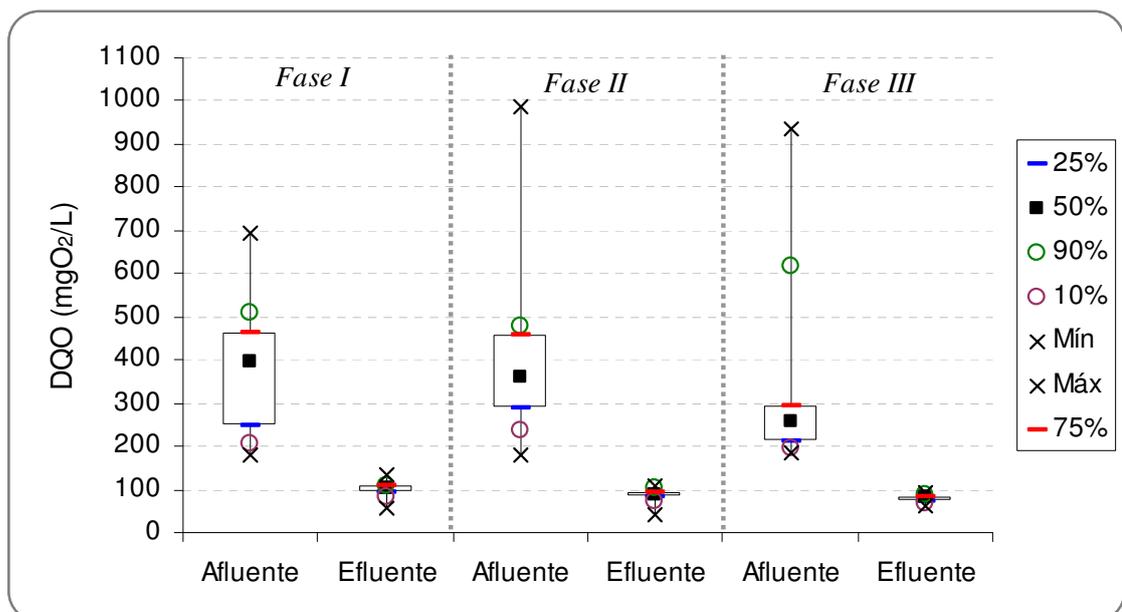


FIGURA 4.8. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE DQO NO AFLUENTE E EFLUENTE NAS FASES DE OPERAÇÃO I, II E III DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

A alta variação nos valores de DQO do afluente da planta piloto é factível para um sistema que operou com efluente real, coletado diariamente, em uma ETE que além da variabilidade das características do esgoto a ser tratado soma a variabilidade das características do lixiviado que escoo diretamente para esta ETE.

Foi realizada análise estatística dos dados de DQO das amostras do afluente e do efluente da planta piloto. Os resultados estão apresentados na Tabela 4.11.

TABELA 4.11. RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA APLICADA AOS DADOS DE DQO DAS AMOSTRAS DO AFLUENTE E DO EFLUENTE DA PLANTA PILOTO

Amostra	Distribuição normal ¹	Dados amostrais comparados	Teste de hipótese ²	P Valor ³
Afluente	Não	Entrada X Saída	<i>Mann-Whitney Test</i>	0,000
Efluente	Não			

¹ Obtido pelos testes de normalidade: *Anderson-Darling*.

² Teste de hipótese utilizado para comparar duas amostras: teste de média *Mann-Whitney Test* (não paramétrico) e *Teste T*, com nível de confiança de 95%.

³ P valor < 0,05 (95% de significância): rejeita-se a hipótese nula (de que as médias dos dados amostrais são iguais); P valor > 0,05: não há evidência estatística para afirmar que as médias dos dados amostrais são diferentes.

Segundo os resultados obtidos, os valores médios dos dados amostrais de DQO do afluente e efluente da planta piloto são estatisticamente diferentes, com intervalo de confiança de 95%.

Na Figura 4.9 são apresentadas as reduções dos valores de DQO alcançadas nas três fases de monitoramento, que foram variáveis ao longo do período de operação da planta piloto, mas com valores médios próximos (69% na fase I, 76% na fase II e 72% na fase III).

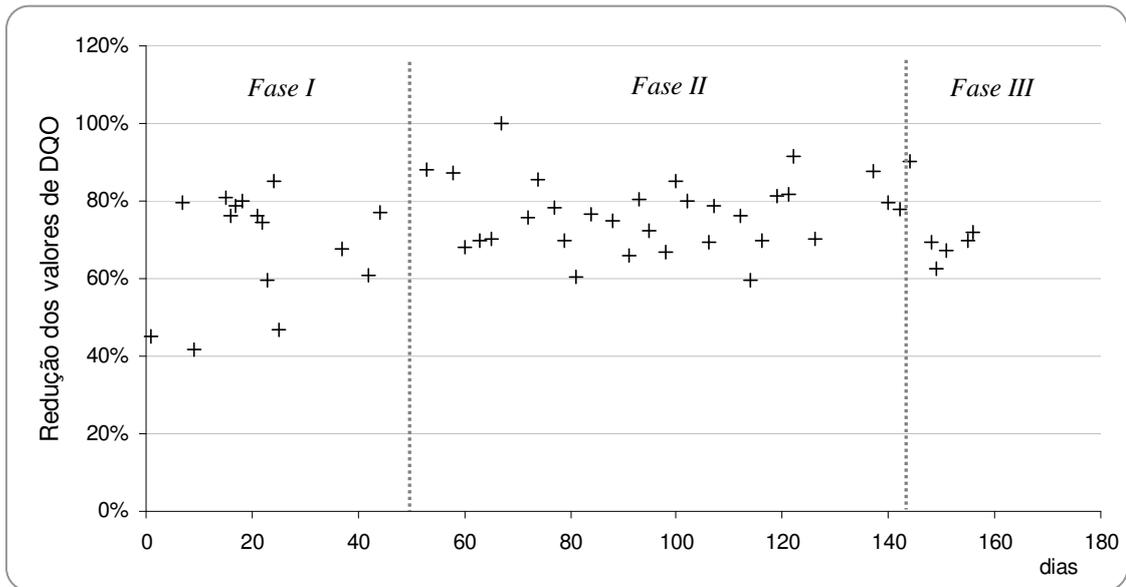


FIGURA 4.9. ACOMPANHAMENTO DAS REDUÇÕES DOS VALORES DE DQO NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Embora a eficiência média tenha sido maior na fase II, na Figura 4.10 nas fases I e II a maioria dos resultados indicou remoções na faixa de 70 a 80%. Observa-se ainda que a fase III apresentou menor eficiência, porém a série de dados de DQO indica que neste período os valores no afluente estiveram inferiores às médias da fase II e da fase I, que operou com o mesmo percentual de lixiviado.

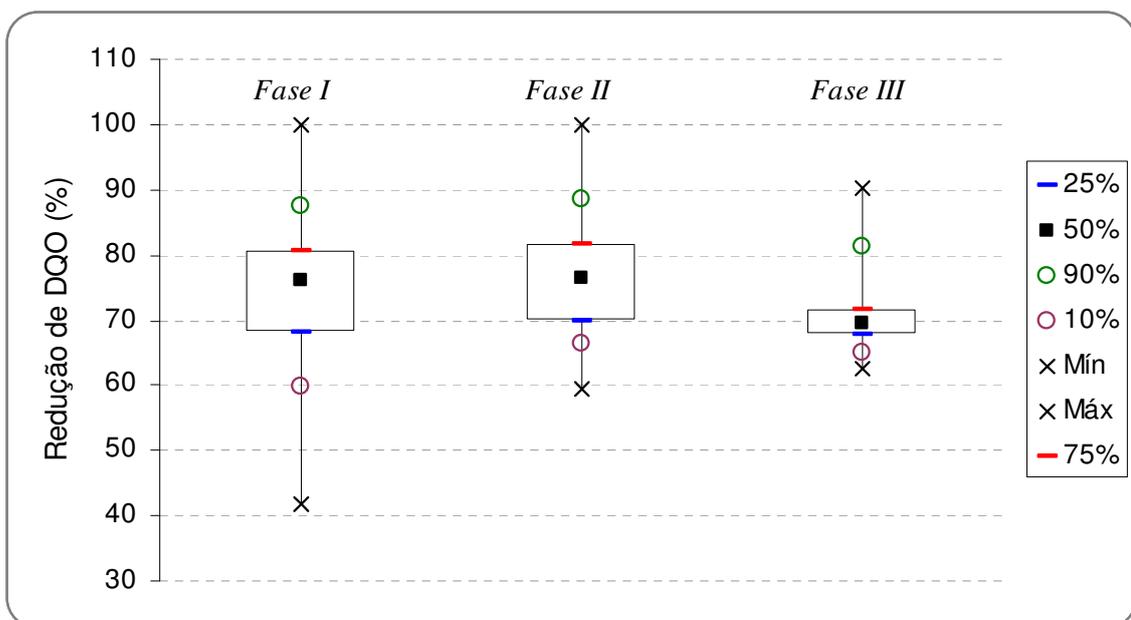


FIGURA 4.10. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DA REDUÇÃO DE DQO NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

4.3.2.4. Eficiência de redução de DBO

As reduções médias de DBO_5 (Figura 4.11) nas fases II e III foram em torno de 60%, valor inferior às reduções típicas em sistemas de lodos ativados (85 a 93%, segundo Von Sperling, 1996). Entretanto, os valores médios de DBO_5 no efluente foram de 43 e 26 mgO_2/L nas fases II e III, como apresentado na Figura 4.12, encontrando-se sempre abaixo de 70 mgO_2/L .

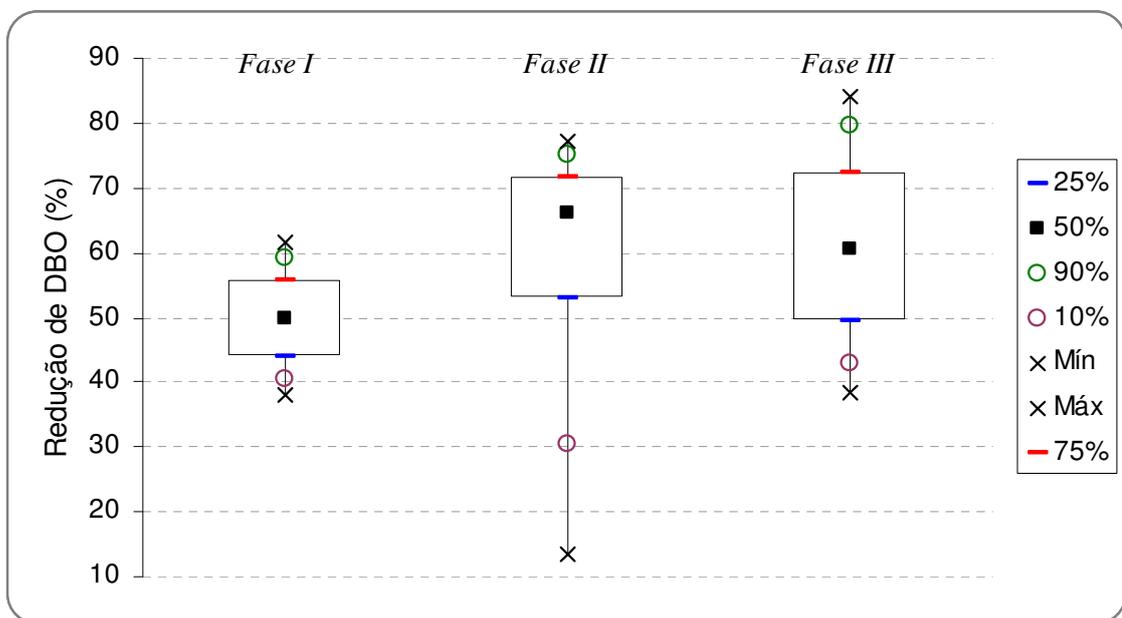


FIGURA 4.11. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DA REDUÇÃO DE DBO_5 NAS FASES II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

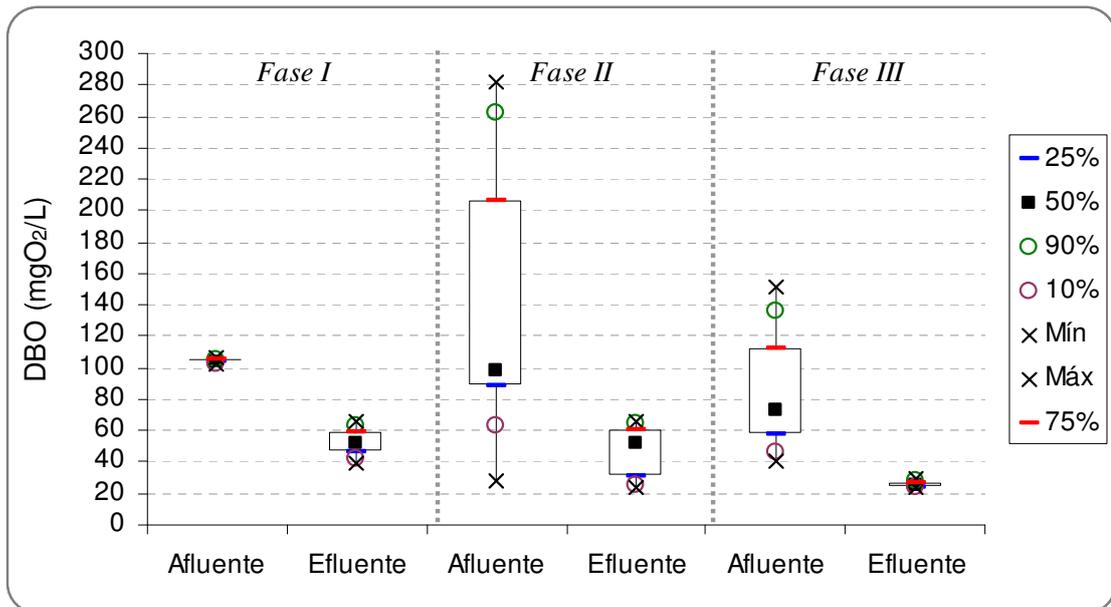


FIGURA 4.12. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE DBO₅ NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

4.3.2.5. Eficiência de remoção de Carbono Orgânico Dissolvido

Os valores de COD foram monitorados nas fases II e III. Os resultados mostram que houve uma redução de 73% no COD com valor médio residual no efluente de 14 mg/L na fase II. Na fase III, a redução de COD foi de 63% com valor médio no efluente de 16 mg/L. (Figuras 4.13 e 4.14)

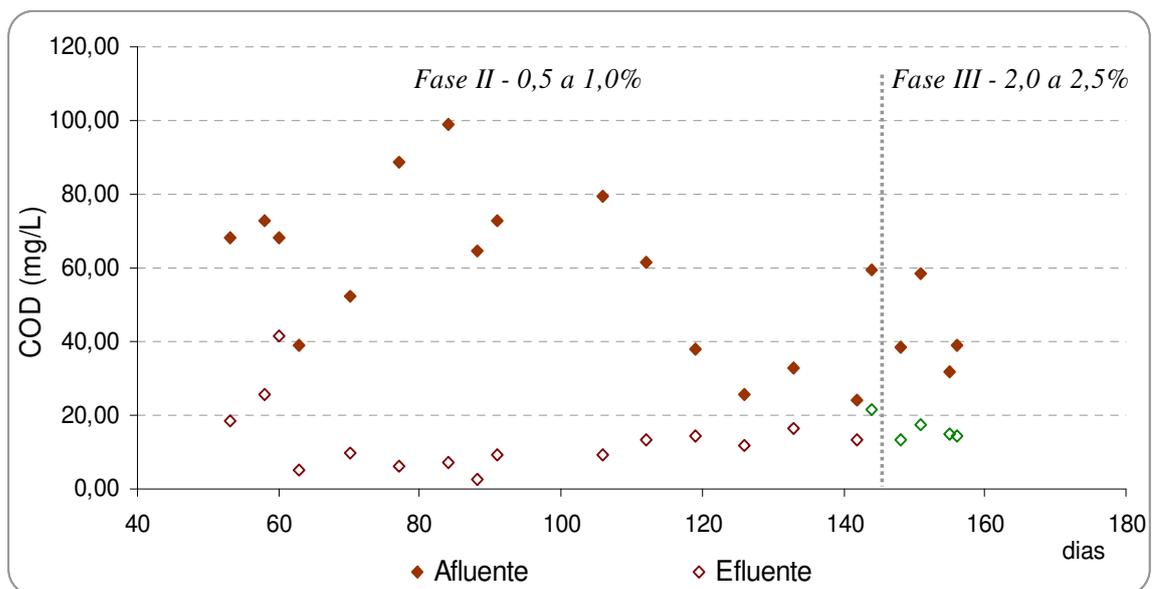


FIGURA 4.13. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE COD NO AFLUENTE E EFLUENTE NAS FASES II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

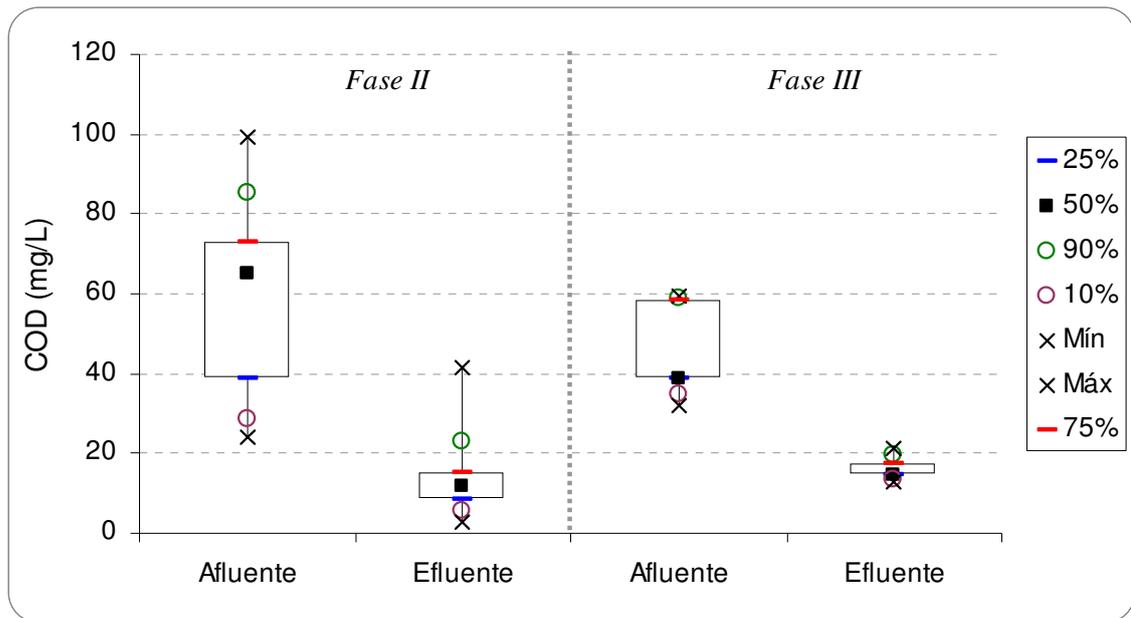


FIGURA 4.14. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE COD NAS FASES II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

4.3.2.6. Monitoramento de pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade, nitrato e nitrito

Regulado através de carbonato de sódio, o pH no reator do sistema piloto foi mantido na faixa de 7,0. O pH do afluente manteve-se na média de 7,5, com variações de 6,8 a 8,0. No tanque de aeração o OD foi mantido acima de 2,0 mg/L. A observação diária de quedas no pH levou ao monitoramento da alcalinidade a partir da segunda fase de operação da planta piloto.

Outros parâmetros que foram monitorados a partir da segunda fase foram nitrito e nitrato. A avaliação de tais parâmetros se deu em função das altas remoções de nitrogênio amoniacal, que apontaram para a possibilidade de nitrificação.

As concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente da planta piloto nas fases I, II e III estão apresentadas na Figura 4.15.

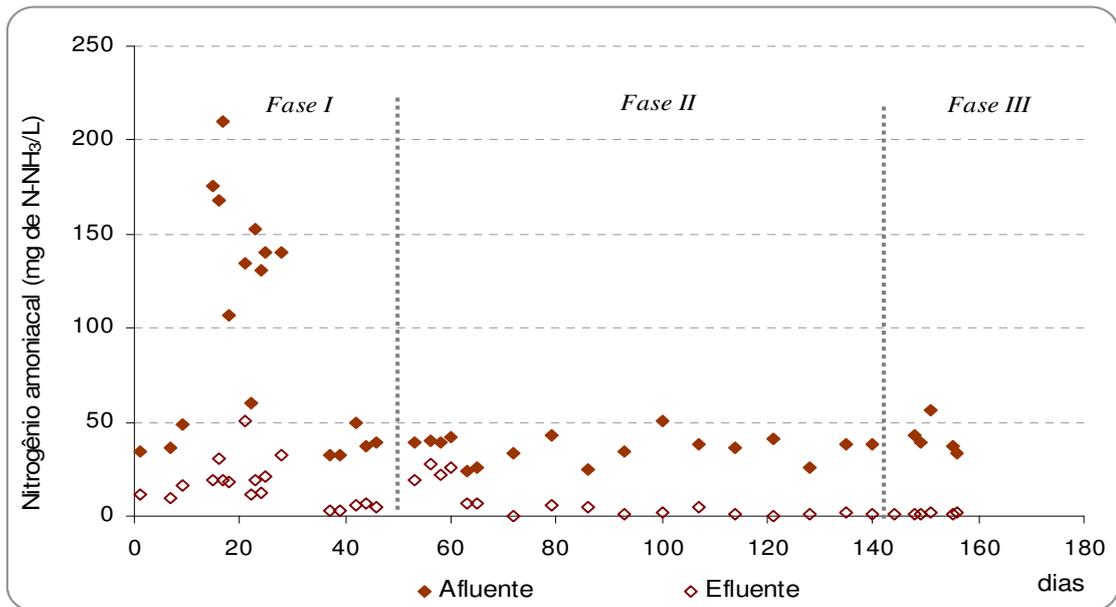


FIGURA 4.15. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL NO AFLUENTE E EFLUENTE NAS FASES I E II DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Os valores de nitrogênio amoniacal apresentaram alta variação apenas no afluente da Fase I, onde foram obtidas concentrações de até 210 mg/L (Figura 4.16). Nas fases II e III a concentração nos afluentes não ultrapassou o valor de 56 mg/L e os desvios padrões foram inferiores a 9,4. Na última fase operacional os valores nos efluentes se mantiveram na faixa de 0,8 a 1,7 mg/L.

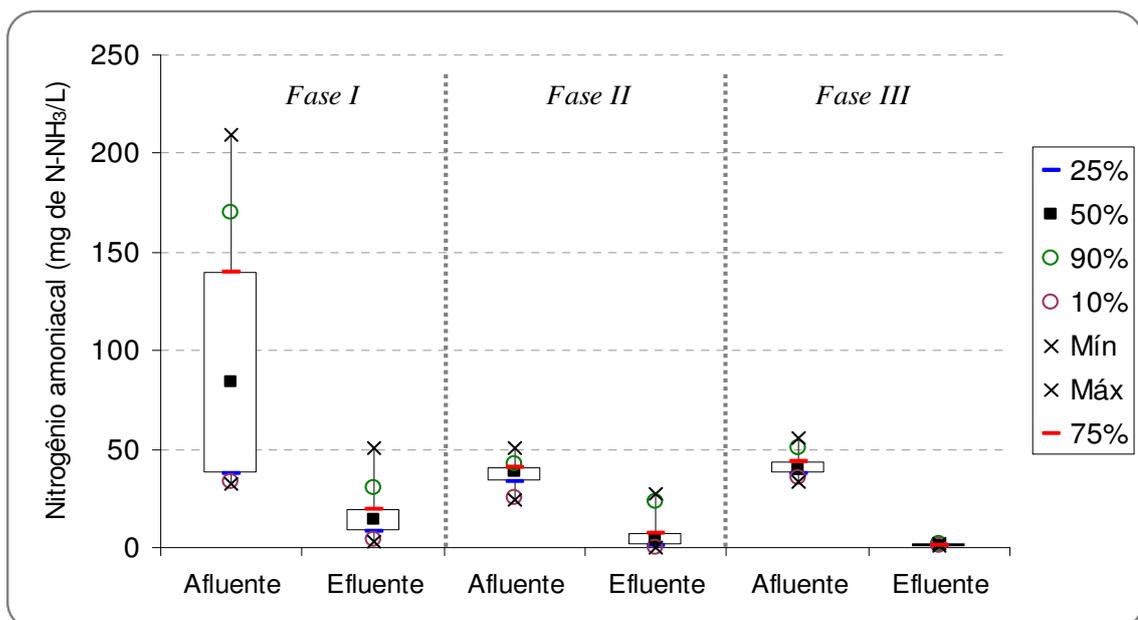


FIGURA 4.16. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DAS REDUÇÕES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL NO AFLUENTE E EFLUENTE NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

A análise estatística dos dados de nitrogênio amoniacal indicou que os valores médios dos dados amostrais do afluente e efluente da planta piloto são estatisticamente diferentes, com intervalo de confiança de 95%. Os resultados são apresentados na Tabela 4.12.

TABELA 4.12. RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA APLICADA AOS DADOS DE NITROGÊNIO AMONIAICAL DAS AMOSTRAS DO AFLUENTE E DO EFLUENTE DA PLANTA PILOTO

Amostra	Distribuição normal ¹	Dados amostrais comparados	Teste de hipótese ²	P Valor ³
Afluente	Sim	Entrada X Saída	Teste T	0,000
Efluente	Sim			

¹ Obtido pelos testes de normalidade: Anderson-Darling.

² Teste de hipótese utilizado para comparar duas amostras: teste de média Mann-Whitney Test (não paramétrico) e Teste T, com nível de confiança de 95%.

³ P valor < 0,05 (95% de significância): rejeita-se a hipótese nula (de que as médias dos dados amostrais são iguais); P valor > 0,05: não há evidência estatística para afirmar que as médias dos dados amostrais são diferentes.

O cálculo das remoções alcançadas na fase I indicou um valor médio 82%. No início da fase II a remoção de nitrogênio amoniacal foi baixa (remoções médias de 41%). Tal fato poder ter ocorrido em função da adição de lodo biológico que ocorreu no início da fase II. Porém, a remoção aumentou ao longo dessa fase atingindo um valor médio de 91% e se manteve alta (Figura 4.17). Na terceira fase, a remoção de nitrogênio amoniacal permaneceu alta com valor médio de 97%. (Figura 4.18).

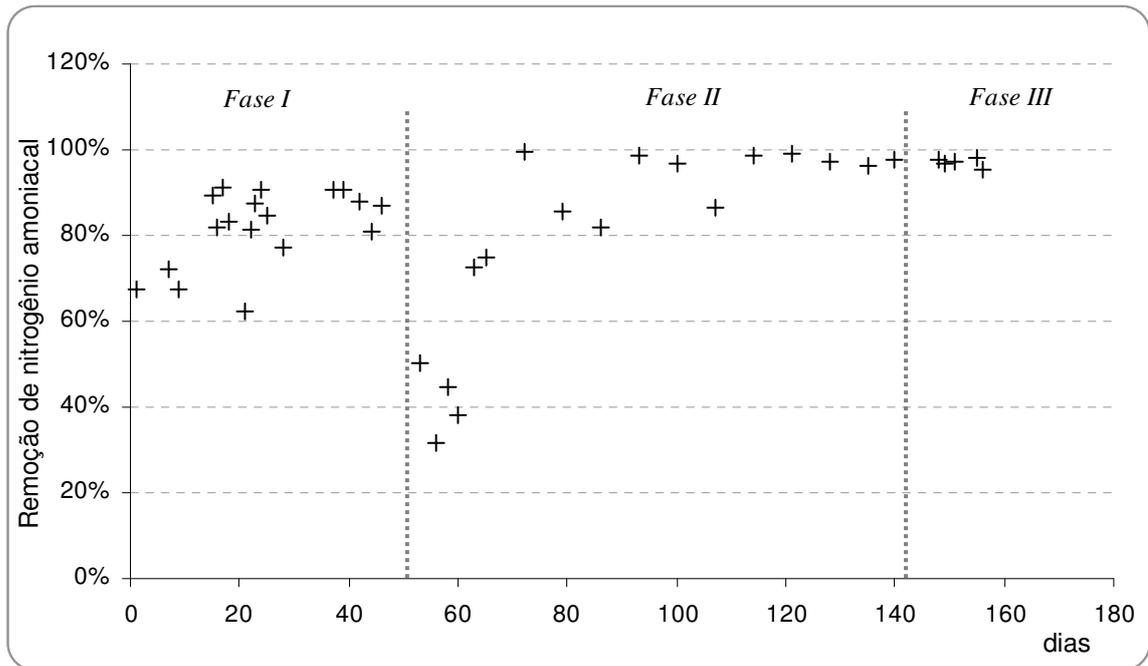


FIGURA 4.17. ACOMPANHAMENTO DAS REMOÇÕES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL NAS FASES I E II DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

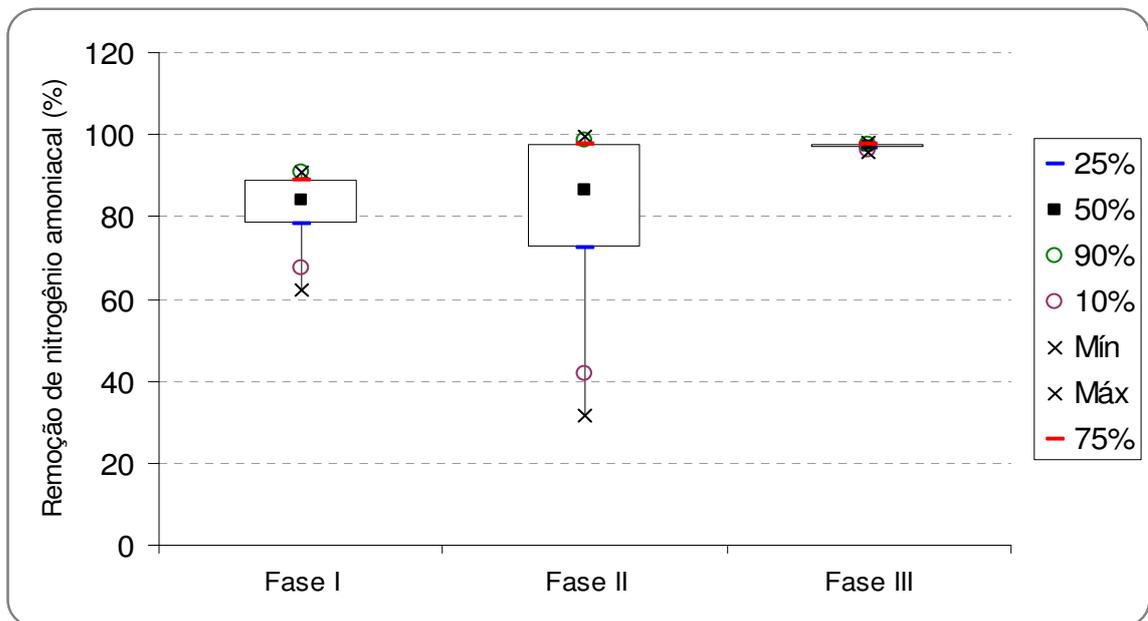


FIGURA 4.18. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DAS REMOÇÕES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Na fase II, quando foi iniciado o monitoramento de alcalinidade, observou-se alto consumo de alcalinidade e aumento da concentração de nitrato no efluente da planta piloto. Os percentuais de consumo de alcalinidade foram superiores a 95% a partir do 70º dia de

operação, sendo as concentrações efluentes inferiores a 12,5 mg/L. Na fase III a média de redução foi de 87%. (Figura 4.19).

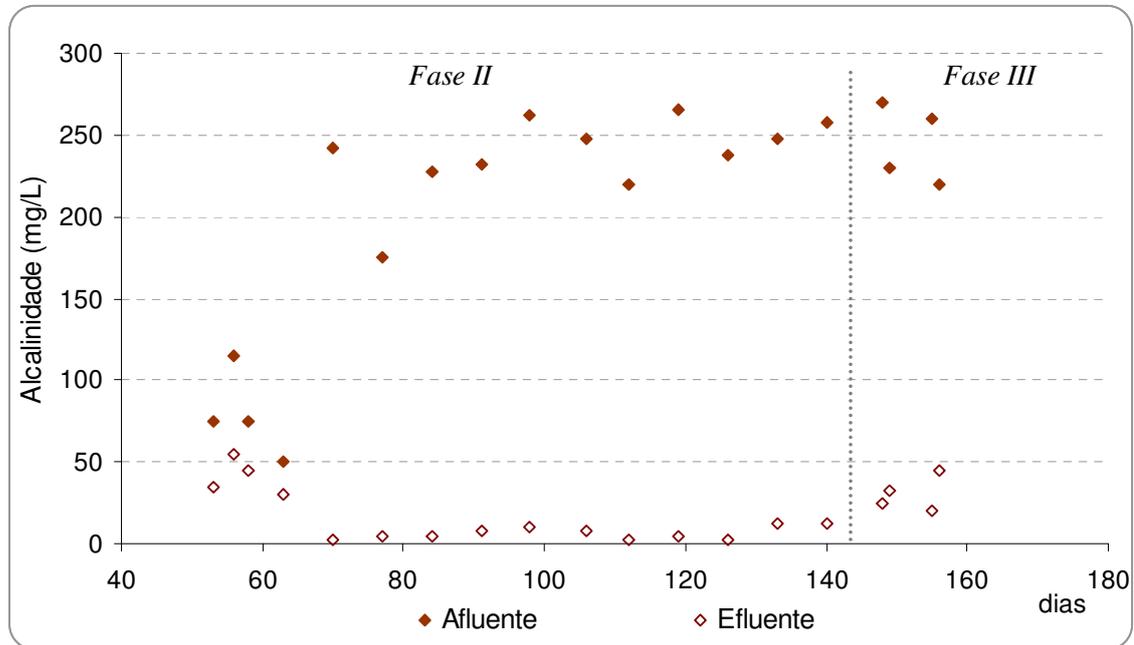


FIGURA 4.19. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE ALCALINIDADE NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Os valores de nitrato durante as fases de operação II e III são indicados na Tabela 4.13. No 12º dia de operação da planta na fase II, a concentração de nitrato alcançou valores próximos de 10 mg/L, porém, essa concentração aumentou ao longo do tempo alcançando valores de 46 mg/L no 60º dia de operação na fase II. As concentrações médias de nitrito no efluente da planta piloto em ambas as fases II e III foram de 0,14 mg/L e 0,07 mg/L, respectivamente.

TABELA 4.13. VALORES DE NITRATO NO AFLUENTE E EFLUENTE NA FASE II DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS.

		<i>Nitrato (mg NH₃/L)</i>			
		<i>Média</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Desvio</i>
Fase II	<i>Afluente</i>	1,0	1,6	0,4	0,4
	<i>Efluente</i>	20,5	46,4	0,2	16,9
Fase III	<i>Afluente</i>	1,4	1,5	1,2	0,12
	<i>Efluente</i>	13,1	14,6	10,2	1,8

Ao longo das fases II e III de operação da planta constatou-se uma redução na alcalinidade, uma alta remoção de nitrogênio amoniacal e um aumento da concentração de nitrato no efluente da planta piloto.

Segundo Metcalf & Eddy (1991) para cada mg de nitrogênio amoniacal oxidado são consumidas 7,14 g de alcalinidade. Esta relação justifica a alta redução na alcalinidade. A oxidação média de nitrogênio amoniacal na fase II foi de 28 mg/L o que ocasiona, teoricamente, o consumo de 199 mg/L de alcalinidade. O consumo médio real de alcalinidade nesta fase foi de 180 mg/L, valor próximo ao teórico. O aumento da concentração de nitrato no efluente, indica que provavelmente houve nitrificação.

Em um processo biológico aeróbio, o nitrogênio amoniacal pode ser utilizado pelas bactérias de duas formas. Na degradação de matéria orgânica equivalente ao consumo de DBO (relação $DBO_5:N:P = 100:5:1$) e na nitrificação, através da oxidação da amônia em nitrato. Com base em nossos resultados, além da degradação da matéria orgânica, houve também a nitrificação.

4.3.2.7. Monitoramento e avaliação do lodo biológico

A Figura 4.20 apresenta os valores de SSV e TCO do lodo biológico do tanque de aeração. Na segunda fase de operação a concentração de SSV iniciou elevada e teve rápido decaimento. Observa-se que no início desta fase foi adicionado lodo aeróbio de um sistema de tratamento da ETE de Camboinhas (Niterói/RJ). Após o decaimento, o sistema manteve os valores de SSV em torno de 1000mg/L, valor um pouco superior à média da fase I (1040 mg/L). Na fase III observa-se crescimento da massa microbológica.

As medições de TCO na fase II, após a decaída inicial teve uma média de 12,8 mg $O_2/L.h$. Os valores médios da Taxa de Consumo de Oxigênio específica (TCO_{esp}) nas fases I, II e III foram 9,8, 12,9 e 4,8 mg $O_2/g.L.h$, respectivamente. (Figura 4.21)

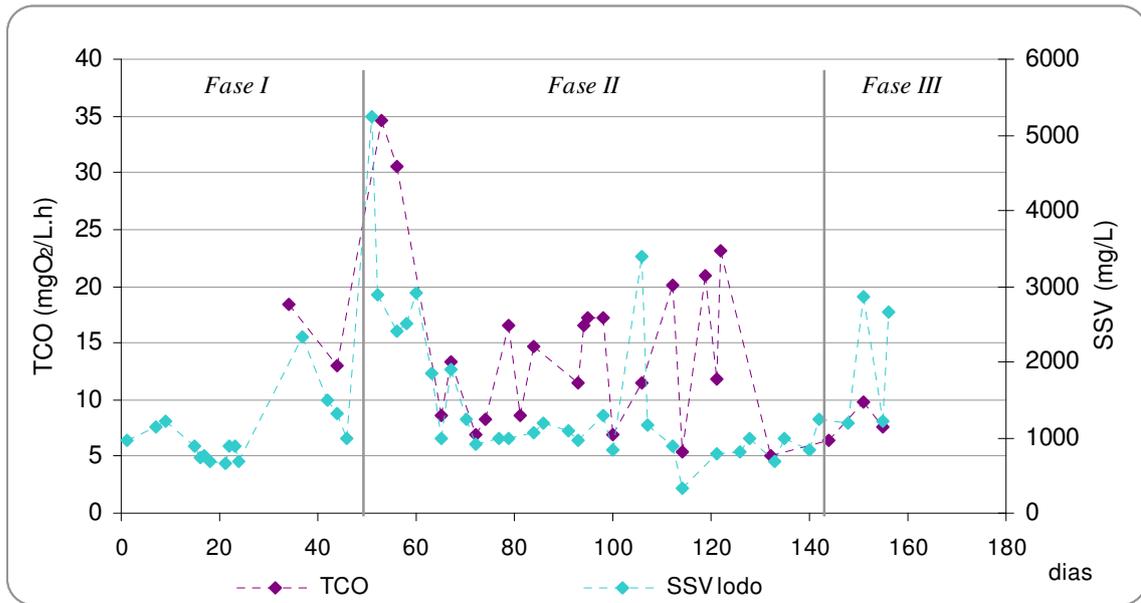


FIGURA 4.20. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE SSV E TCO DO LODO BIOLÓGICO NO TANQUE DE AERAÇÃO NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

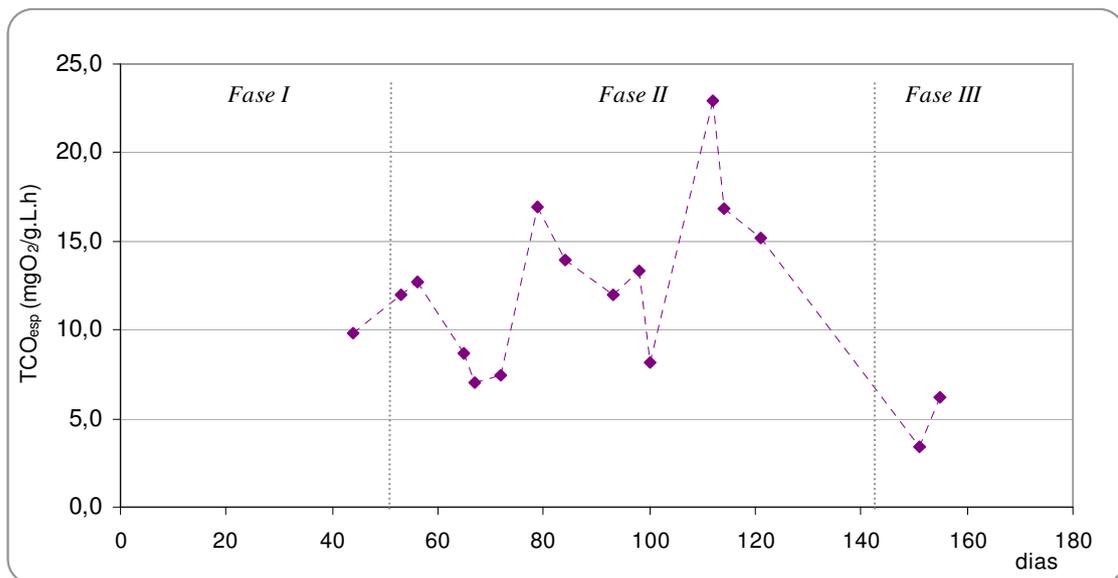


FIGURA 4.21. TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO ESPECÍFICA (TCO_{esp}) DO LODO BIOLÓGICO NO TANQUE DE AERAÇÃO NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS.

Os dados mostram que nas três fases (I, II e III) a planta piloto operou com uma baixa concentração de SSV, ou seja, de biomassa, quando comparada com a geralmente empregada no processo de lodos ativados nas modalidades convencional e aeração prolongada. Mesmo quando uma quantidade de lodo biológico foi adicionada no início da fase II, a concentração de SSV diminuiu até atingir valor médio de 1000 mg/L.

A avaliação dos valores de SSV/SST ao longo da operação da planta indica que os valores médios desta relação para as fases I e III, onde o percentual de lixiviado na alimentação foi de 0,5 a 1,0%, foram de 0,80 e 0,76. Na fase II, esta relação esteve na média de 0,72, apresentando um pico de 1,37 no 53º dia, quando foi acrescentado lodo na planta. (Figura 4.22). Os valores da razão SSV/SST indicam um lodo mais mineralizado. Tais valores podem ter ocorrido em função de não terem sido realizadas retiradas regulares de lodo da planta.

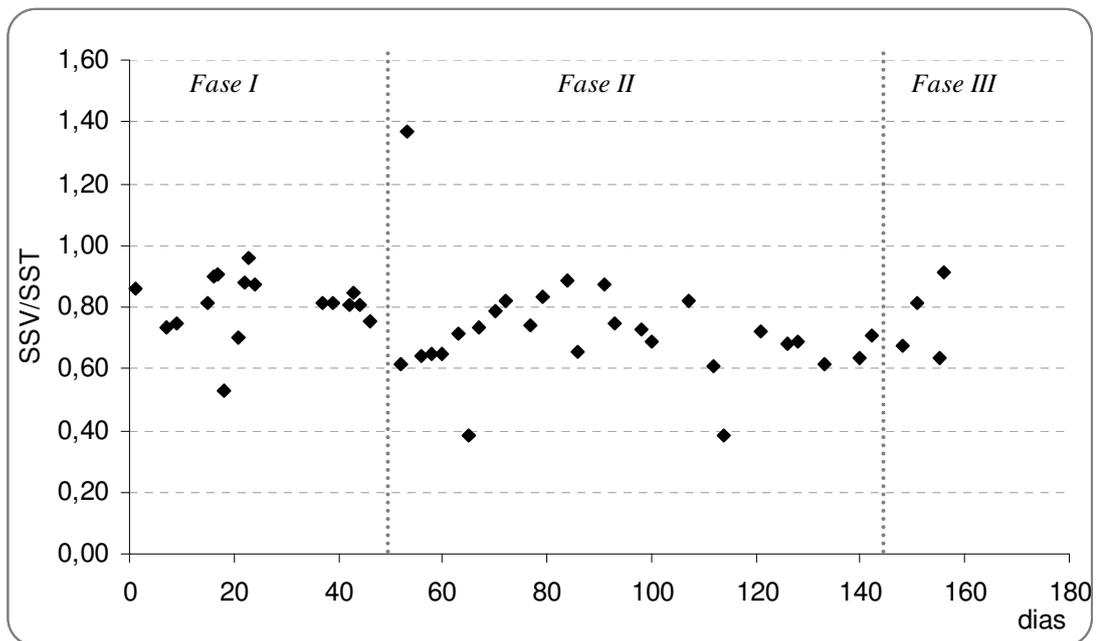


FIGURA 4.22. RELAÇÃO SSV/SST DO LODO BIOLÓGICO NO TANQUE DE AERAÇÃO NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS.

Os valores médios de IVL do lodo variaram entre 31 e 38 ml/g ao longo da operação (Figura 4.23), segundo Jordão e Pessoa (2005), valores de IVL na faixa de 40 a 150 ml/g indicam geralmente uma boa qualidade do lodo biológico formado. Desta forma, valores fora desta faixa podem comprometer a sedimentabilidade do lodo e com isso o bom funcionamento da planta piloto de lodos ativados. Esse poderia ser um dos motivos da perda de sólidos observada no efluente ao longo da operação da planta piloto.

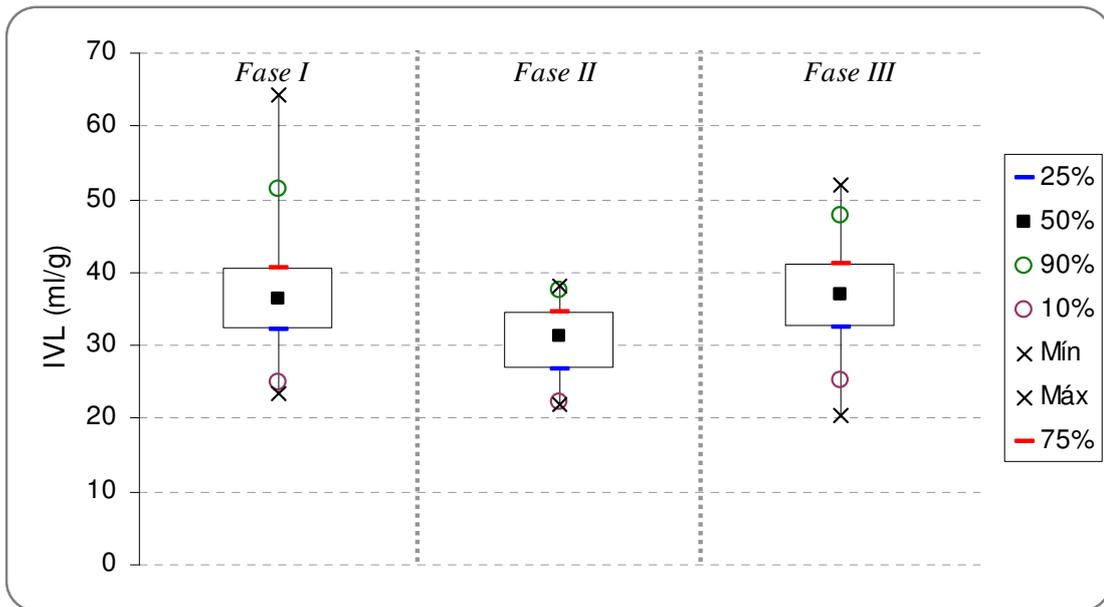


FIGURA 4.23. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DO ÍNDICE VOLUMÉTRICO DO LODO BIOLÓGICO NO TANQUE DE AERAÇÃO NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS.

O monitoramento da biomassa realizado por observações microscópicas demonstrou que o lodo biológico apresentou boas características. Observou-se a presença de diversos protozoários, tais como *ciliados penduculados* e livre nadantes, além da presença de *rotíferos* e *anelídeos*. A presença dessa comunidade microbiana está associada a boa qualidade do lodo biológico. Nas Figuras 4.24 a 4.29 são apresentados alguns dos protozoários presentes no lodo.

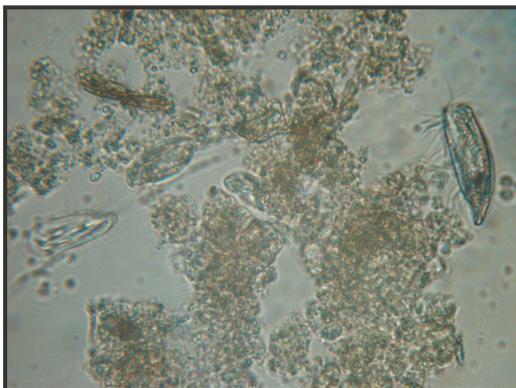


FIGURA 4.24– *aspidisca*
Aumento: microscópio 400x
câmera fotográfica digital 3x
Data: 29/09/08

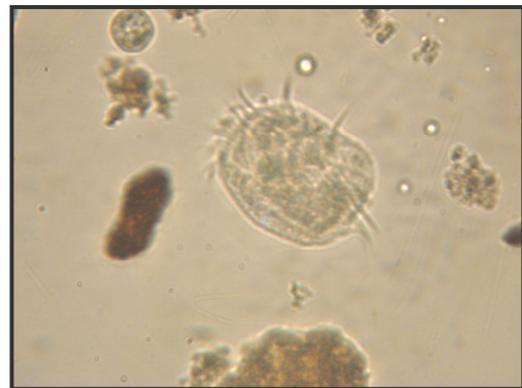


FIGURA 4.25 – *euplote*
Aumento: microscópio 400x
câmera fotográfica digital 3x
Data: 29/09/08



FIGURA 4.26 – *anelídeo*
Aumento: *microscópio 250x*
câmera fotográfica digital 2x
Data: 29/09/08

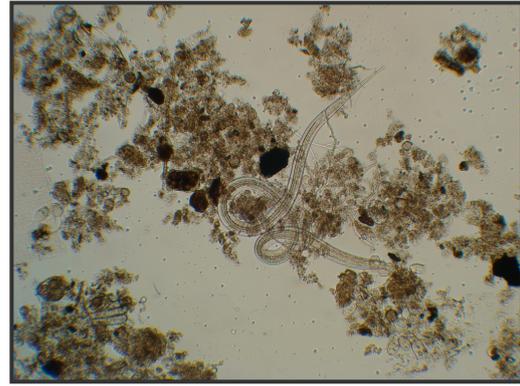


FIGURA 4.27 – *nematóide*
Aumento: *microscópio 100x*
câmera fotográfica digital 2x
Data: 02/10/08

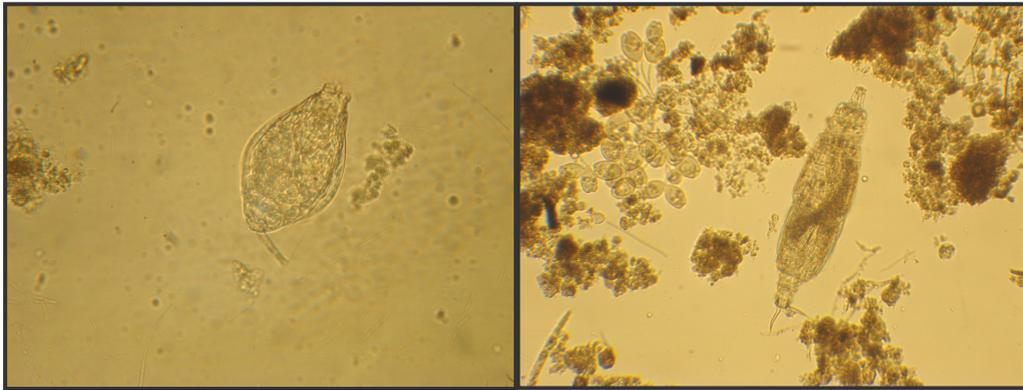


FIGURA 4.28 – *rotíferos*
Aumento: *microscópio 400x*
câmera fotográfica digital 2x
Data: 29/09/08

Aumento: *microscópio 100 x*
câmera fotográfica digital 3 x
Data: 02/10/08



FIGURA 4.29 – *colônia de penduculados*
Aumento: *microscópio 250x / câmera fotográfica digital 2x*
Data: 02/10/08

As figuras que apresentam os protozoários permitem também a observação dos flocos do lodo. Na Figura 4.24 são observados flocos pequenos e compactos. Na Figura 4.25 é observada desagregação dos flocos, em consequência aos baixos valores de IVL já

apresentados, com reduzida quantidade de filamentosos. Já na Figura 4.30 observa-se boa estruturação dos flocos com presença de filamentosas.

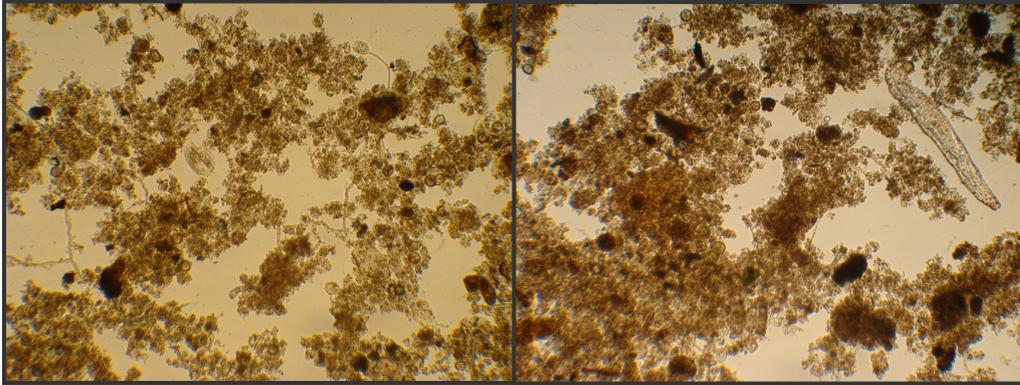


FIGURA 4.30– *Lodos ativados*
 Aumento: *microscópio 100x*
 câmera fotográfica digital: *2x*
 Data: *06/10/08*

4.3.2.8. Acompanhamento dos valores de SST, turbidez e cor

Na Figura 4.31 são apresentados os resultados do monitoramento de SST afluente e efluente da planta piloto. Os dados indicaram que o afluente ao sistema não apresentou teores de SST constantes, isso explicado pela variabilidade do efluente da ETE. Na fase I o valor médio foi de 161 mg/L enquanto na fase II este valor foi igual a 201 mg/L. Já na terceira fase, o valor máximo foi de 147 mg/L e o valor médio de 74 mg/L.

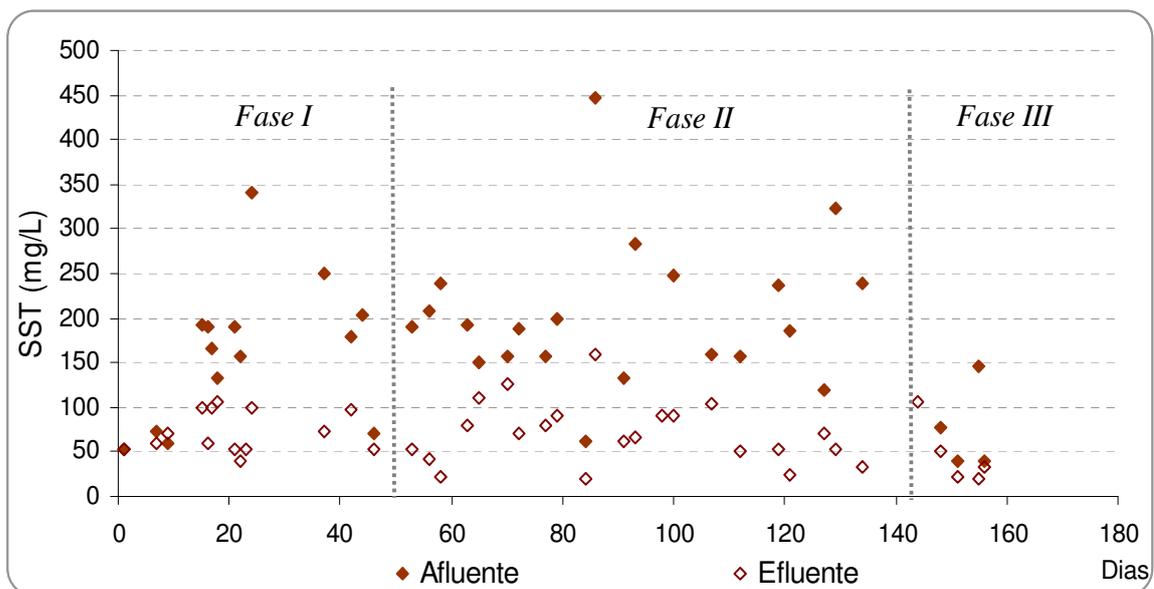


FIGURA 4.31. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE SST DO AFLUENTE E EFLUENTE NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Os valores de SST no afluente e efluente do tratamento não foram avaliados em termos de percentuais de remoção, visto que o SST no esgoto bruto é composto principalmente por matéria orgânica e micro-organismos (estando os micro-organismos em bem menor quantidade), enquanto em um efluente tratado por lodos ativados, o SST é composto principalmente por flocos biológicos perdidos, ou seja, por biomassa ativa. Portanto, as concentrações de SST, no afluente e no efluente a este tipo de tratamento, podem possuir diferentes significados e os valores no efluente de saída do tratamento podem indicar problemas na formação de flocos. Após o tratamento, o valor médio de SST no efluente da planta piloto foi de 73, 70 e 47 mg/L nas fases I, II, e III respectivamente. Ademais, foram verificados vários valores acima de 100 mg/L no efluente. A última fase de operação foi a que apresentou menores valores de SST (Figura 4.32).

Os resultados apontam para problemas com a sedimentabilidade do lodo no sistema de tratamento, que pode ocorrer em função de má qualidade do lodo, causada por intoxicação dos micro-organismos, pela idade do lodo muito elevada ou ainda por problemas de alta turbulência no tanque de aeração que ocasione a desintegração dos flocos. Outro possível interferente nas características da biomassa é o teor de gorduras no afluente da planta piloto. Dados do monitoramento do esgoto afluente à ETE de Icaraí (Item 8.8) indicam que a concentração média de óleos e graxas é de 45 mg/L. Em sistemas biológicos de tratamento de esgoto, a gordura é usualmente reduzida juntamente com a espuma nos decantadores primários. Nesta pesquisa foi utilizado esgoto após passagem por uma caixa de areia. Não foi possível a captação de efluente após o decantador da ETE de Icaraí por neste ponto já haver coagulante adicionado. Em pesquisa realizada por Monteiro (2007) em reatores biológicos aeróbios, valores de OG de 20 mg/L já indicaram prejuízos ao lodo biológico.

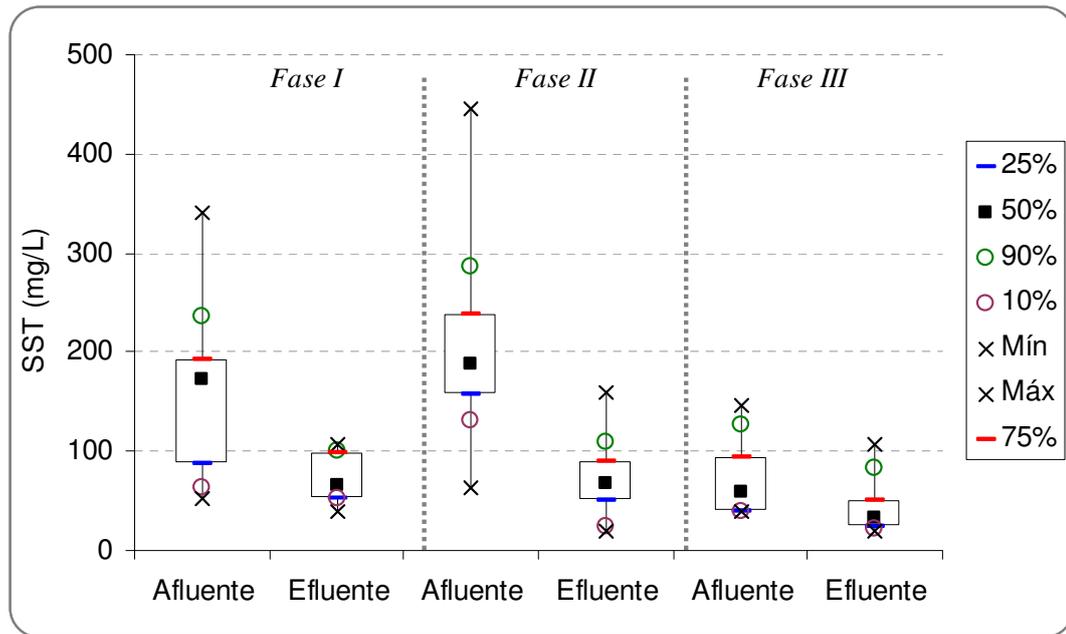


FIGURA 4.32. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE SST NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Na Figura 4.33 são apresentados os resultados do monitoramento da turbidez nas fases I e II. Os resultados da fase III não foram obtidos por problemas com o equipamento de análise. Como pode ser observado, a maioria dos resultados manteve-se abaixo de 50 UNT.

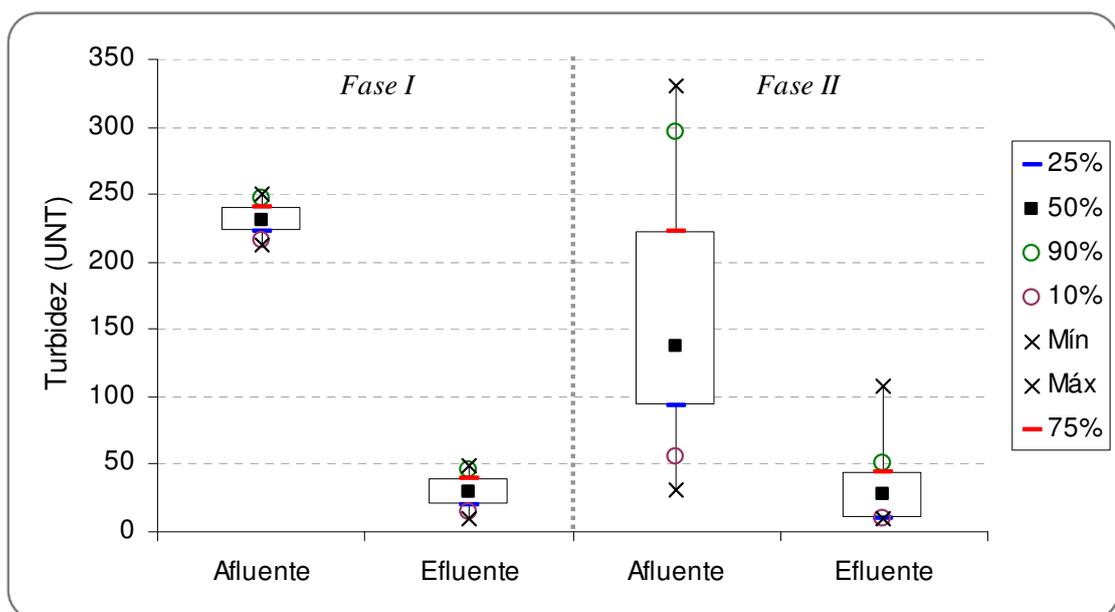


FIGURA 4.33 – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE TURBIDEZ NAS FASES I E II DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Os percentuais de redução de turbidez na fase I foram superiores ao da fase II. Na fase I as remoções mantiveram-se em sua maioria na faixa de 80 a 90% (Figura 4.34). No entanto, segundo Jordão e Pessôa (2005), a turbidez no efluente após um tratamento de lodos ativados normalmente é inferior a 10 UNT, resultado que não foi alcançado neste estudo. Os sólidos em suspensão são geradores de turbidez, embora não haja uma correlação definida entre a turbidez e a quantidade de matéria em suspensão. Nos resultados obtidos pode ser observada esta relação. Assim como os efluentes, nas fases I e II apresentaram médias similares de SST, foram obtidas médias similares de turbidez, 30 e 34 UNT, respectivamente.

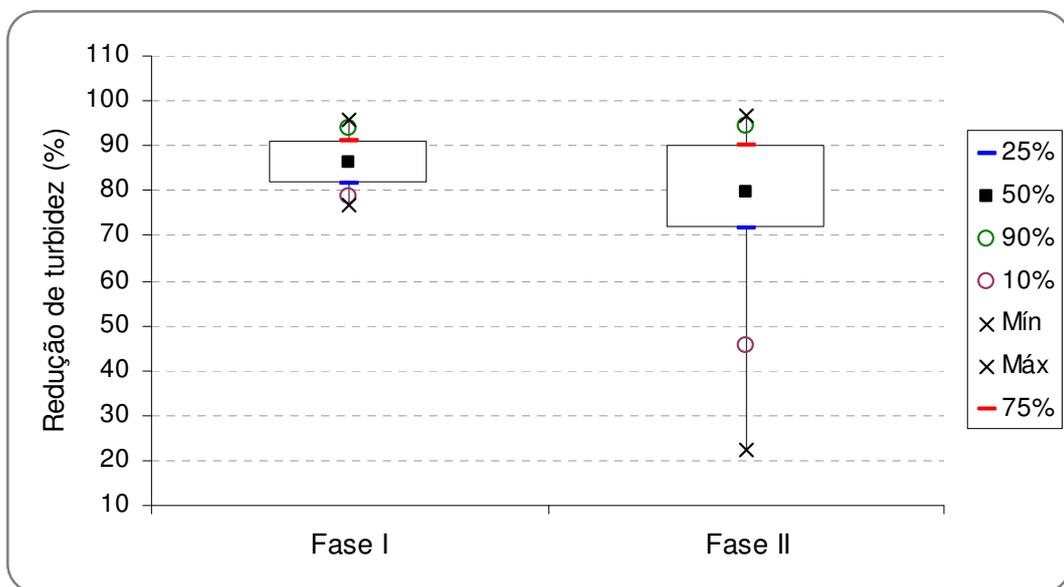


FIGURA 4.34. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DA EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO DE TURBIDEZ NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

Os valores de cor aparente são influenciados pelos sólidos em suspensão presentes, enquanto a cor verdadeira é relativa aos sólidos dissolvidos. Portanto, a cor verdadeira deve ser de fato avaliada no efluente tratado, servindo para avaliação da eficiência do tratamento, mesmo no caso de haver perda de lodo. Os valores de cor verdadeira e aparente são apresentados na Figura 4.35. Foram alcançadas reduções menores na última fase. Os valores de cor verdadeira nos efluentes tratados apresentaram variações, encontrando-se sempre abaixo de 80 UC (Figura 4.36), sendo a média na segunda fase a menor de toda a operação (45 UC).

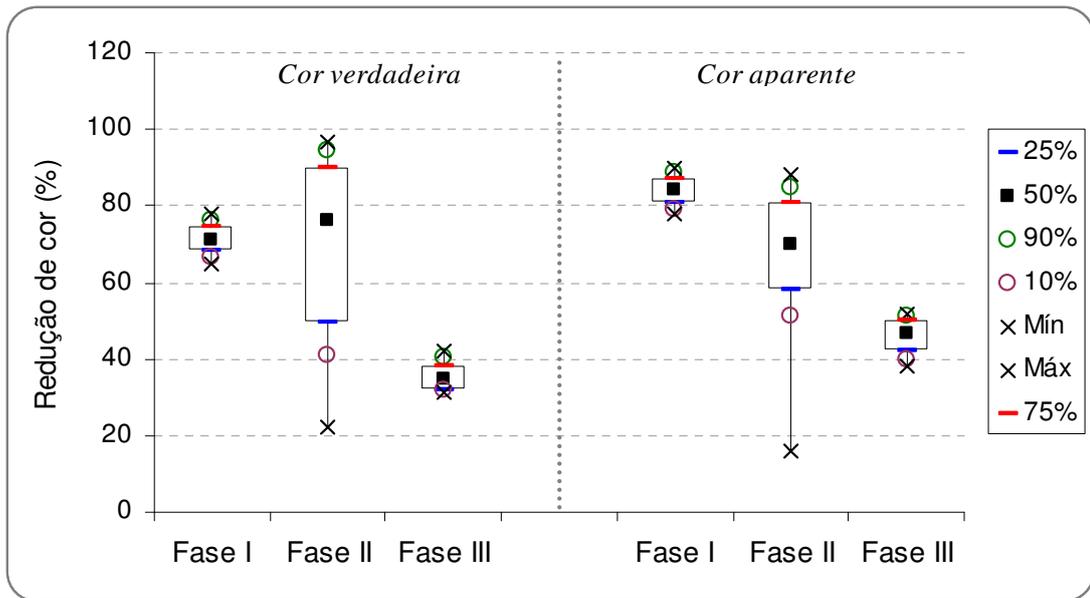


FIGURA 4.35. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DA REDUÇÃO DE COR NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

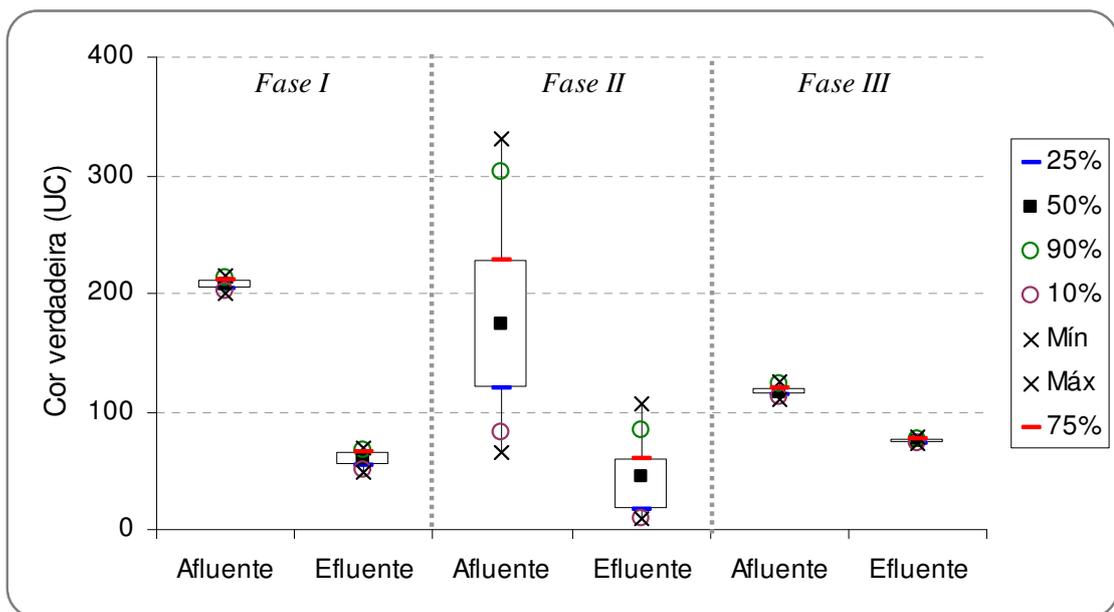


FIGURA 4.36. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE COR NAS FASES I, II E III DE OPERAÇÃO DA PLANTA PILOTO DE LODOS ATIVADOS

4.4. Monitoramento dos reatores de bancada

4.4.1 Primeira fase de operação (0,5 a 1,0% de lixiviado)

As misturas de alimentação dos reatores operados em batelada e em regime contínuo apresentaram valores médios similares, como era esperado, visto que as misturas continham o mesmo percentual de lixiviado. A caracterização das misturas é apresentada na Tabela 4.14.

TABELA 4.14. CARACTERIZAÇÃO DA MISTURA DE ALIMENTAÇÃO DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I.

<i>FASE I</i> <i>0,5 a 1,0%</i>	<i>pH*</i>	<i>DQO*</i> <i>(mg/L)</i>	<i>N-NH₃*</i> <i>(mg/L)</i>	<i>COD*</i> <i>(mg/L)</i>
Reator operado em batelada	7,6	381	50	111
Reator operado em regime contínuo	7,4	330	44	53

* valores médios

Em termos de carga orgânica, foram estimados os valores nos reatores na Fase I (Tabela 4.15). Para o percentual de lixiviado em termos de volume de 0,5 a 1,0%, a carga de DQO aplicada no reator operado em batelada foi de 1,9 a 3,7% e no reator operado em regime contínuo foi de 2,2 a 4,3%.

TABELA 4.15. ESTIMATIVA DA PARCELA DE CARGA ORGÂNICA PROVENIENTE DO LIXIVIADO NOS REATORES EM RELAÇÃO À CARGA TOTAL AFLUENTE NA FASE I

FASE I - 0,5 a 1,0%	DQO (mgO ₂ /L)	Percentual de lixiviado (v/v)	Parcela de carga orgânica proveniente de lixiviados em relação à carga do esgoto	
			Mínima	Máxima
Reator operado em batelada	Afluente do Reator	381	-	
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%	1,9% 3,7%
Reator operado em sistema contínuo	Afluente do Reator	330	-	
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%	2,2% 4,3%

Com o tempo de detenção mantido fixo e as com variações de DQO no efluente de alimentação, a relação entre alimento e micro-organismos apresentou variações, conforme os valores apresentados na Figura 4.37. No reator operado em regime contínuo a relação manteve-se entre 0,11 e 0,49 kgDQO/kgSSV.d, com valor médio de 0,24 kgDQO/kgSSV.d.

No reator operado em batelada, a faixa de variação da relação A/M inicial foi de 0,07 a 0,20 kgDQO/kgSSV.d, com um valor médio 0,14 kgDQO/kgSSV.d.

Em termos de DBO, os valores da relação A/M foram 0,15 e 0,44 kgDBO₅/kgSSV.d, para os reatores operados em batelada e em regime contínuo, respectivamente, para análises realizadas no 17º dia de operação.

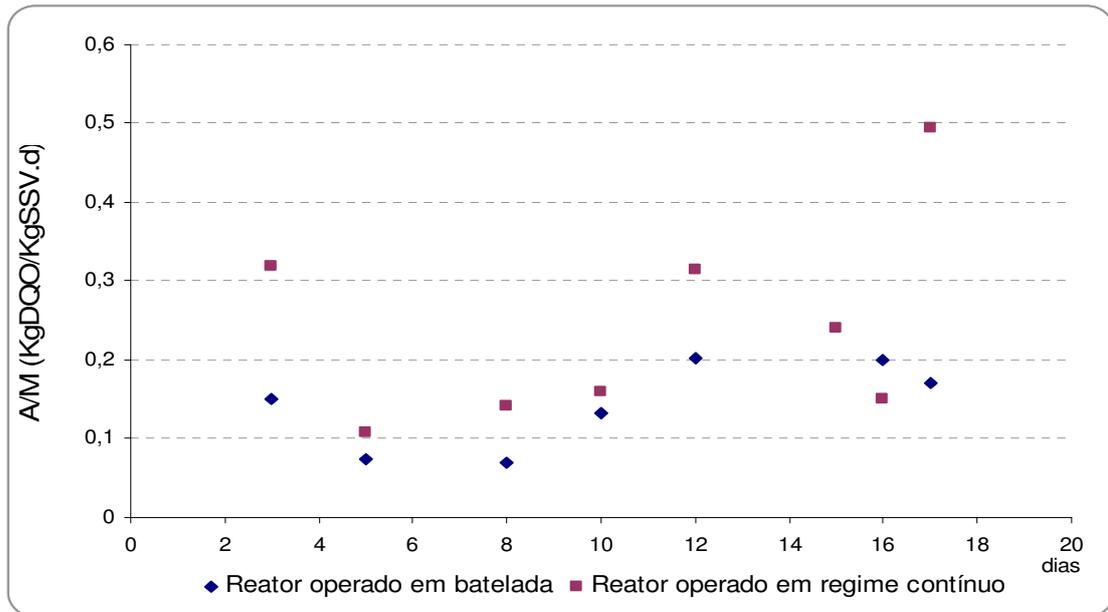


FIGURA 4.37. ACOMPANHAMENTO DA RELAÇÃO A/M (kgDQO/kgSSV.d) NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Os dados indicam que o reator operado em batelada operou no modo de aeração prolongada. Embora o reator operado em regime contínuo tenha apresentado dados de A/M acima da faixa para o modo de aeração prolongada, a maioria dos dados obtidos de A/M, bem como a média deles encontrou-se dentro da faixa indicada na bibliografia para este modo operacional.

As Figuras 4.38 e 4.39 apresentam os valores de DQO no afluente e efluente dos reatores operados em batelada e em regime contínuo na fase I.

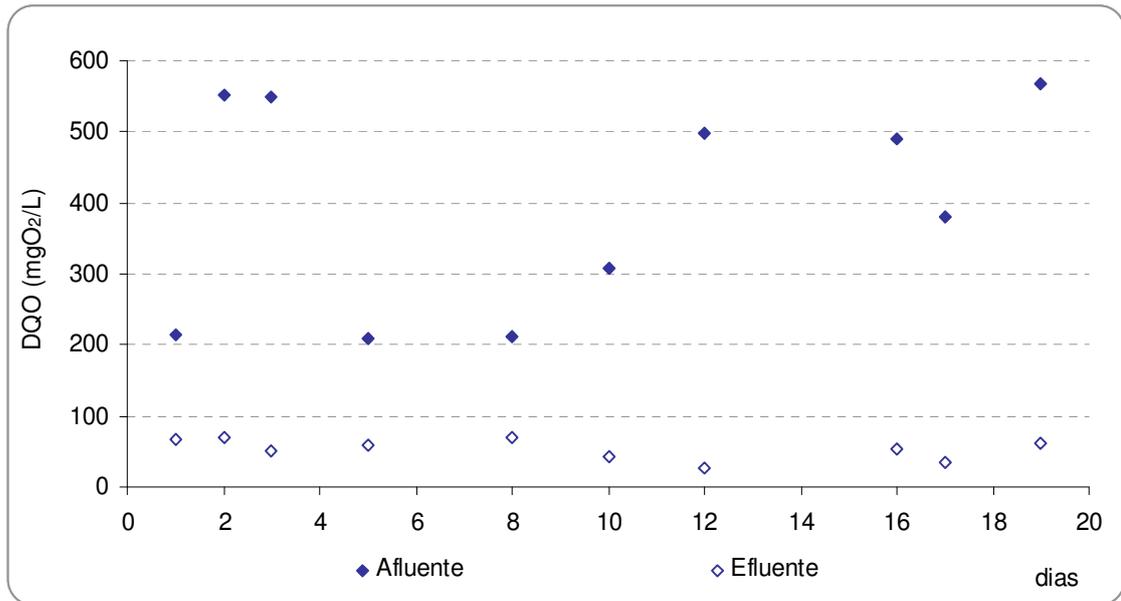


FIGURA 4.38. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE DQO DO REATOR OPERADO EM BATELADA NA FASE I (0,5 A 1,0%).

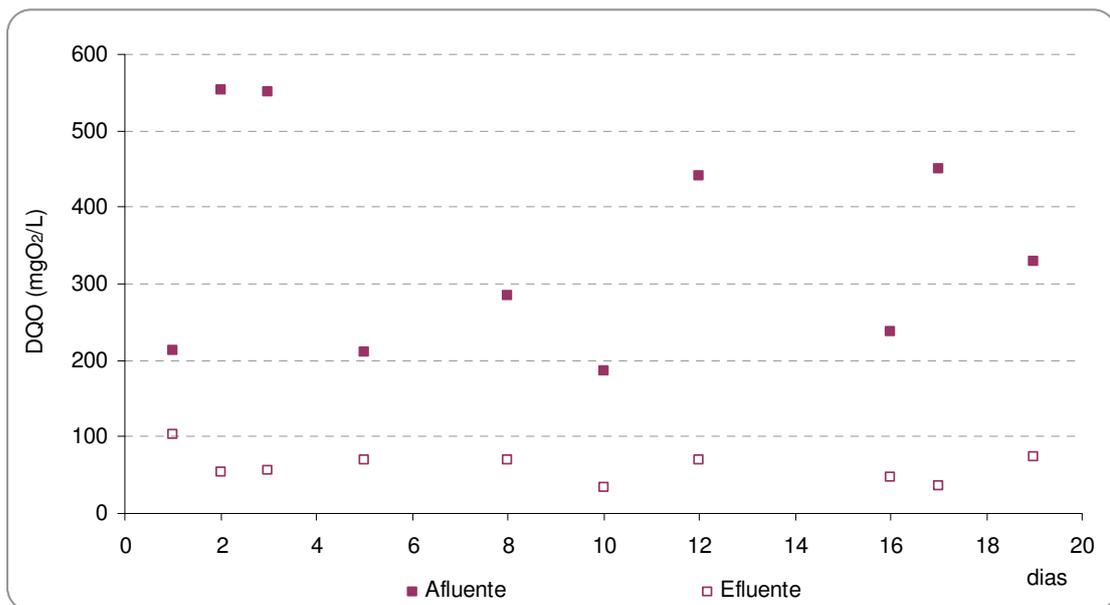


FIGURA 4.39 ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE DQO DO REATOR OPERADO EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Os gráficos indicam que apesar da alta variabilidade das concentrações de DQO na alimentação dos reatores, as concentrações dos efluentes dos reatores não ultrapassam a concentração de 103 mg/L, sendo os valores médios de DQO nos efluentes iguais a 57 mg/L e 62 mg/L para os reatores operados em batelada e em regime contínuo, respectivamente.

Na Figura 4.40 é possível observar a faixa de concentração dos afluentes aos reatores e que as concentrações nos efluentes de ambos os reatores apresentaram valores em torno de 60 mg O₂/L

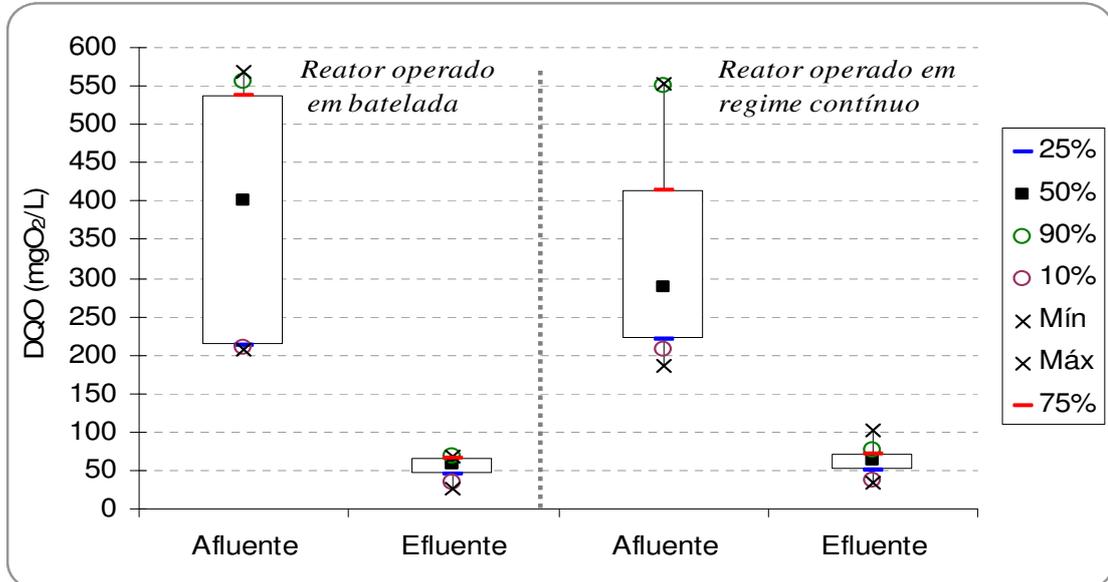


FIGURA 4.40 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE DQO DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Os resultados mostraram que ambos os reatores alcançaram reduções dos valores de DQO próximas. A eficiência média de redução de DQO foi de 84% para o reator operado em batelada e de 79% para o reator operado contínuo (Figura 4.41).

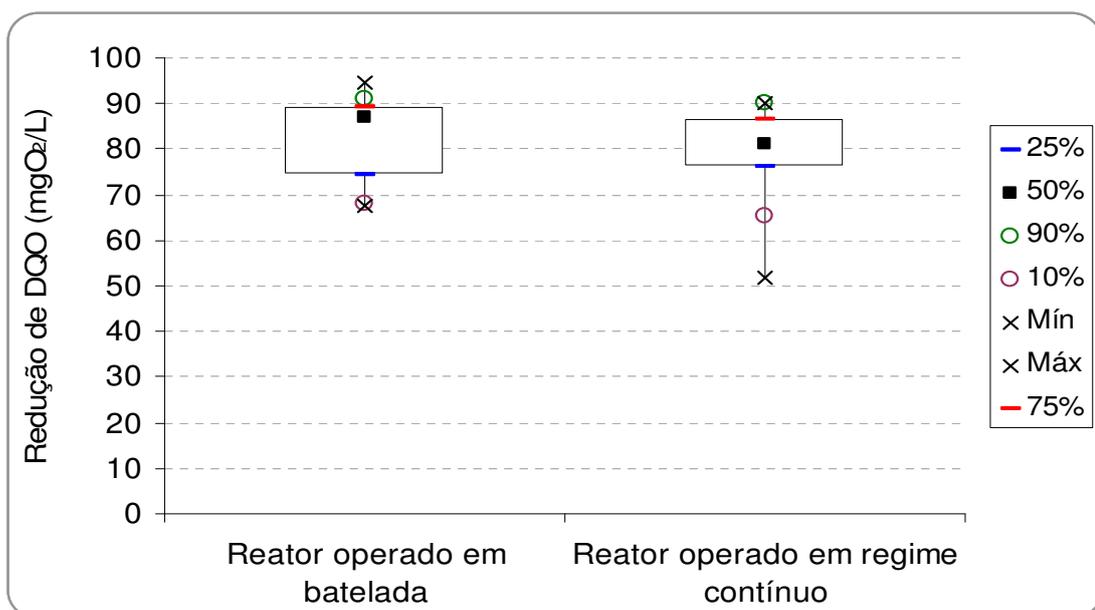


FIGURA 4.41. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DAS REDUÇÕES DE DQO NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Os resultados de COD, na fase I, demonstraram que o reator operado em batelada alcançou uma remoção média de 79% com uma concentração média no efluente de 21 mg/L. No reator operado em regime contínuo, a remoção média foi de 46% e a concentração média no efluente de 29 mg/L. Na segunda fase de operação, a média das remoções foi de 48% no reator operado em batelada, sendo a concentração no efluente tratado inferior a 24 mg/L. No reator operado em regime contínuo a concentração média no efluente foi inferior a 28 mg/L, sendo a remoção média de 47%.

As concentrações de nitrogênio amoniaco na afluente e efluente dos reatores operados na fase I e as remoções de nitrogênio amoniaco estão apresentadas nas Figuras 4.42 e 4.43, respectivamente. A concentração média de nitrogênio amoniaco nos afluentes dos dois reatores permaneceu na faixa de 40 a 45 mg/L. Os dados obtidos indicam que o reator operado em batelada apresentou concentrações menores no efluente tratado, sendo obtida uma concentração média de 7 mg/L.

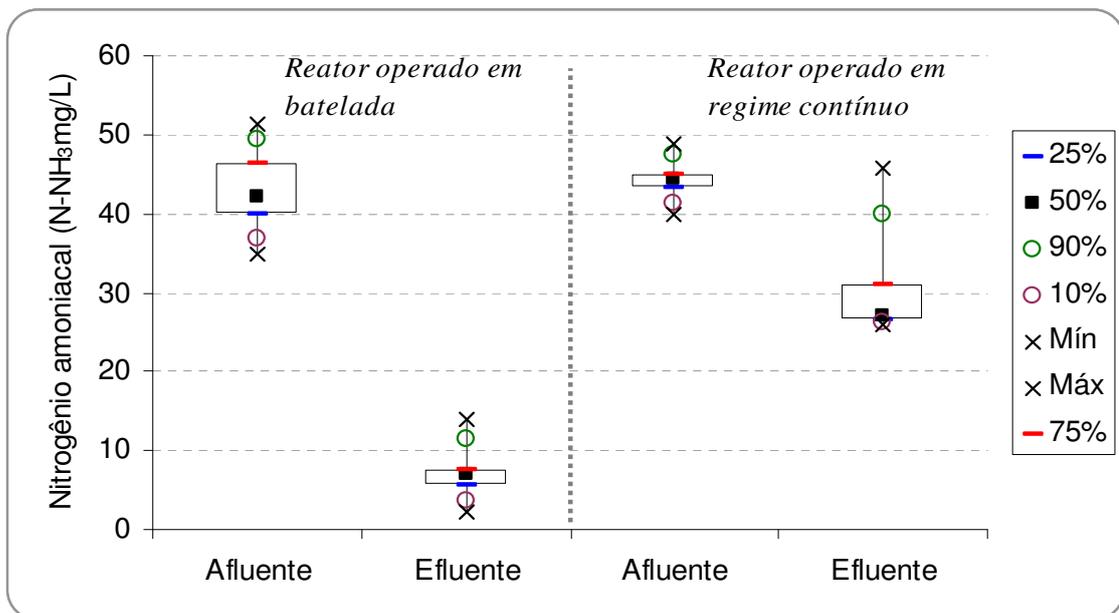


FIGURA 4.42. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE NITROGÊNIO AMONIAICO DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

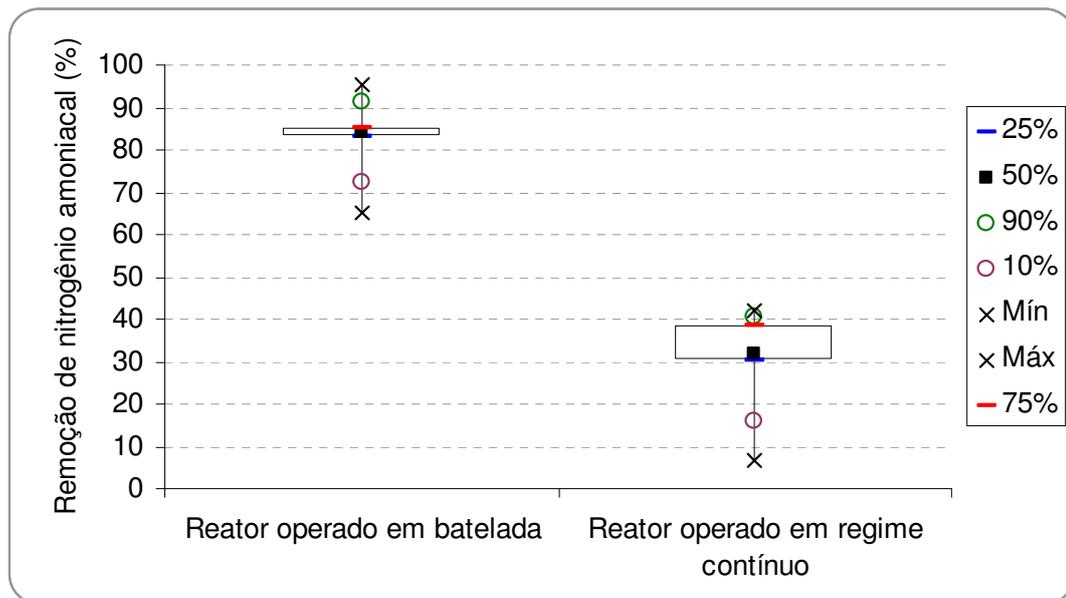


FIGURA 4.43. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAICAL NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Os resultados mostraram que na fase I, quando os reatores foram alimentados com 0,5 a 1,0 % de lixiviado na mistura, o reator operado em batelada alcançou uma redução de nitrogênio amoniacal média de 84%, porém, apenas remoções de 32% foram alcançadas no reator operado contínuo. As concentrações médias de nitrogênio amoniacal no efluente do reator de operação contínua foi de 27 mg/L e no operado em batelada de 7 mg/L.

No efluente foram detectadas concentrações de nitrato com valores médios de 10 e 8 mg/L para o reator operado em batelada e para o reator operado em regime contínuo, respectivamente. Provavelmente as diferentes condições operacionais foram responsáveis por um melhor estabelecimento das bactérias nitrificantes.

Na fase I, foram obtidos valores médios de TCO para o lodo biológico nos reatores operados em batelada e em regime contínuo de 19 e 22 mg O₂/L.h, respectivamente. Os valores da TCO_{esp} são apresentados na Figura 4.44. Na fase I, foram obtidos valores médios de TCO_{esp} para o lodo biológico nos reatores operados em batelada e regime contínuo de 5,8 e 13,6 mg O₂/g.L.h, respectivamente. No entanto, também se observa que em ambos os reatores houve aumento da TCO_{esp} ao longo da operação.

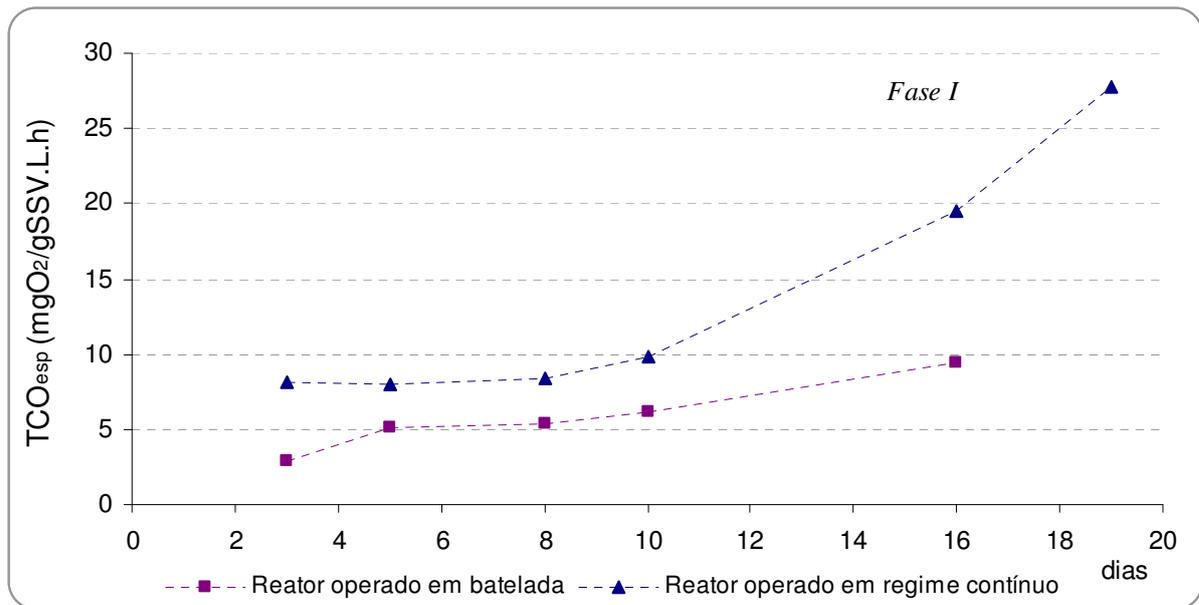


FIGURA 4.44. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DA TCO ESPECÍFICA DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Os valores de SSV no reator operado em batelada estiveram na faixa de 2800 a 4560 mg/L, já o contínuo operou com valores de SSV na faixa de 1460 a 2520 mg/L. Os dados são apresentados na Figura 4.45. Os valores mostram que houve decaimento nas concentrações de SSV nos dois reatores, finalizando o reator em batelada em 2800 mg/L e o reator operado em regime contínuo em 1140 mg/L.

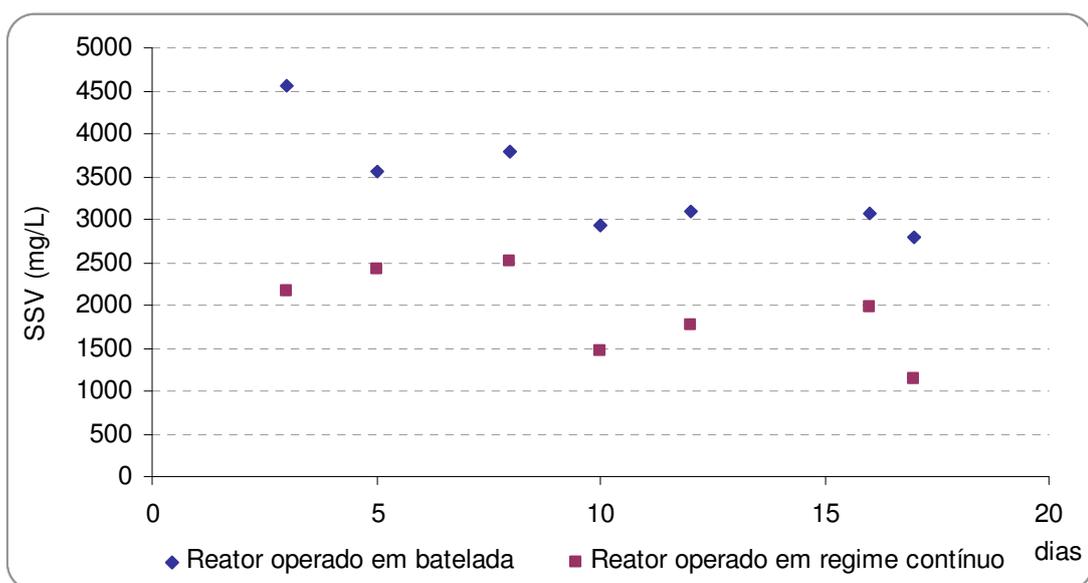


FIGURA 4.45 ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE SSV DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

A relação SSV/SST (Figura 4.46) do lodo na primeira fase apresentou média de 0,66 e de 0,70 para os reatores operados em batelada e em regime contínuo, respectivamente.

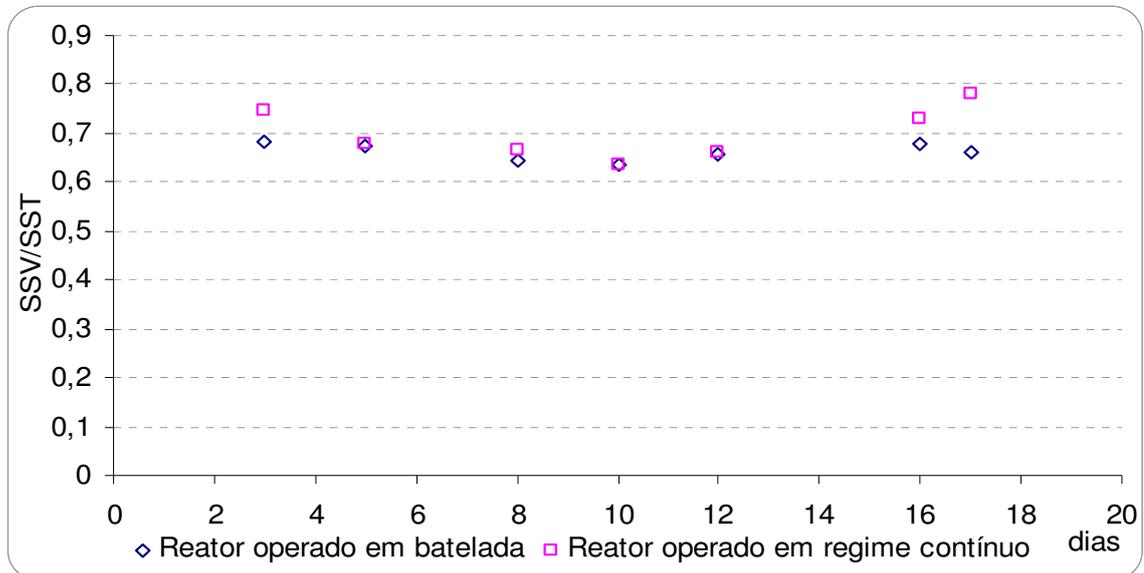


FIGURA 4.46. ACOMPANHAMENTO DA RELAÇÃO SSV/SST NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE I (0,5 A 1,0%).

Na análise microscópica foram observados flocos bem formados no lodo do reator em batelada, com presença de filamentosas, além de anelídeos, rotíferos e de colônias de *ciliados penduculados*. No lodo do reator contínuo foi observado aumento da quantidade de filamentosas ao longo dos dias.

4.4.2. Segunda fase de operação (2,0 a 2,5% de lixiviado)

Na fase II, ambos os reatores foram alimentados com 2,0 a 2,5 % de lixiviado na mistura. A caracterização da alimentação está apresentada na Tabela 4.16.

TABELA 4.16. CARACTERIZAÇÃO DA MISTURA DE ALIMENTAÇÃO DOS REATORES EM BATELADA E CONTÍNUO OPERADOS NA FASE II.

FASE II 2,0 a 2,5%	pH*	DQO*	N-NH ₃ *	COD*
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Reator operado em batelada	7,8	788	63	50
Reator operado em regime contínuo	7,5	657	62	47

* valores médios

As estimativas de carga em termos de DQO aplicada nos reatores são apresentadas na Tabela 4.17.

TABELA 4.17. ESTIMATIVA DA PARCELA DE CARGA ORGÂNICA PROVENIENTE DO LIXIVIADO NOS REATORES EM RELAÇÃO À CARGA TOTAL AFLUENTE NA FASE II

FASE II – 2,0 a 2,5%		DQO (mgO ₂ /L)	Percentual de lixiviado (v/v)	Parcela de carga orgânica proveniente de lixiviados em relação à carga do esgoto	
				Mínima	Máxima
Reator operado em batelada	Afluente do Reator	381	-		
	Lixiviados A e B (média)	965,5	1,5%	5,7%	7,5%
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%		
Reator operado em sistema contínuo	Afluente do Reator	330	-		
	Lixiviados A e B (média)	965,5	1,5%	6,6%	8,7%
	Lixiviado Morro do Céu	1428	0,5-1,0%		

Segundo as estimativas, o percentual de lixiviado e esgoto, em termos de carga orgânica de DQO, aplicado nos reator operado em batelada, foi de 5,7 a 7,5%, para um percentual em termos de volume de 2 a 2,5%. No reator operado em regime contínuo, o percentual de lixiviado em termos de carga de DQO foi de 6,6 a 8,7%.

A relação A/M inicial no reator operado em regime de batelada variou de 0,25 a 0,52 kgDQO/kgSSV.d, com média de 0,38 kgDQO/kgSSV.d. O reator operado em regime contínuo apresentou variações de 0,31 a 0,98 kgDQO/kgSSV.d, sendo o valor médio de 0,64 kgDQO/kgSSV.d (Figura 4.47). Os dados indicam que ambos os reatores operaram no modo convencional.

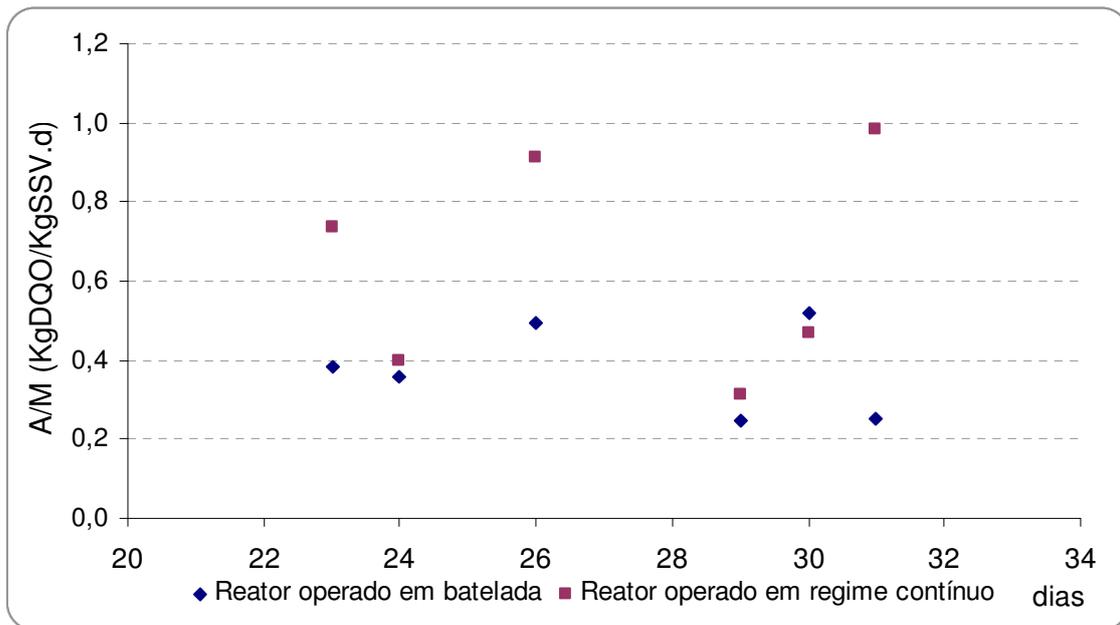


FIGURA 4.47. ACOMPANHAMENTO DA RELAÇÃO A/M NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%)

Segundo análises realizadas no 10º dia de operação da segunda fase, os valores da relação A/M em termos de DBO foram 0,23 e 0,83 kgDBO₅/kgSSV.d, para os reatores operados em batelada e em regime contínuo, respectivamente.

Os valores de DQO no afluente e efluente dos reatores estão apresentados nas Figuras 4.48 e 4.49.

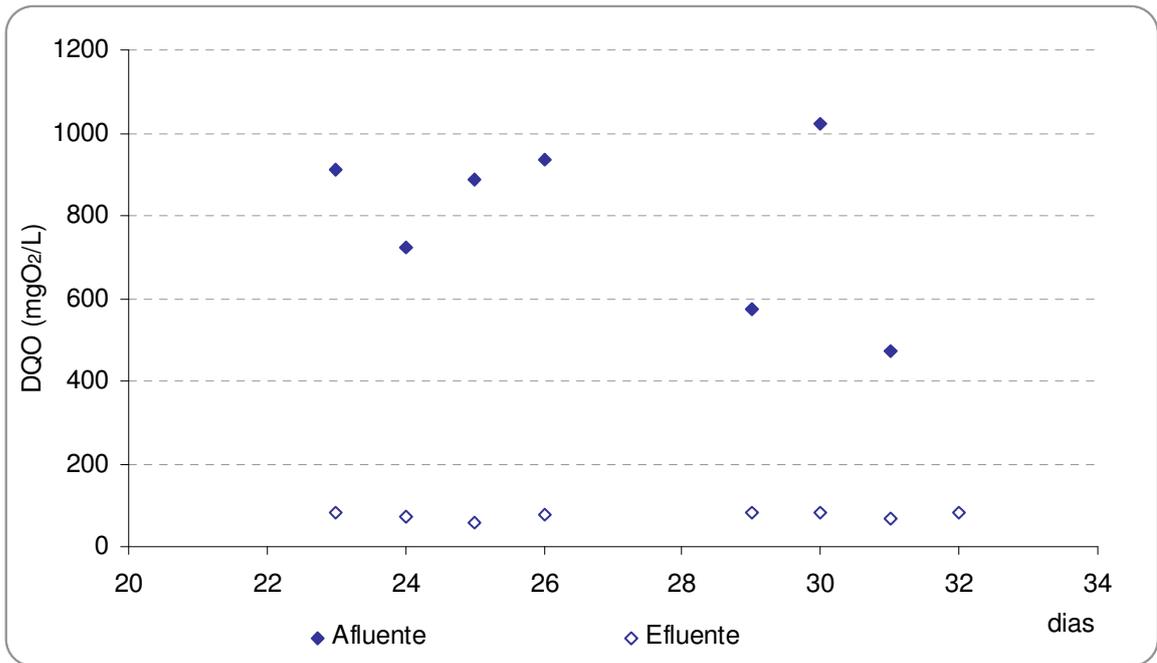


FIGURA 4.48. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE DQO DO REATOR OPERADO EM BATELADA NA FASE II (2,0 A 2,5%)

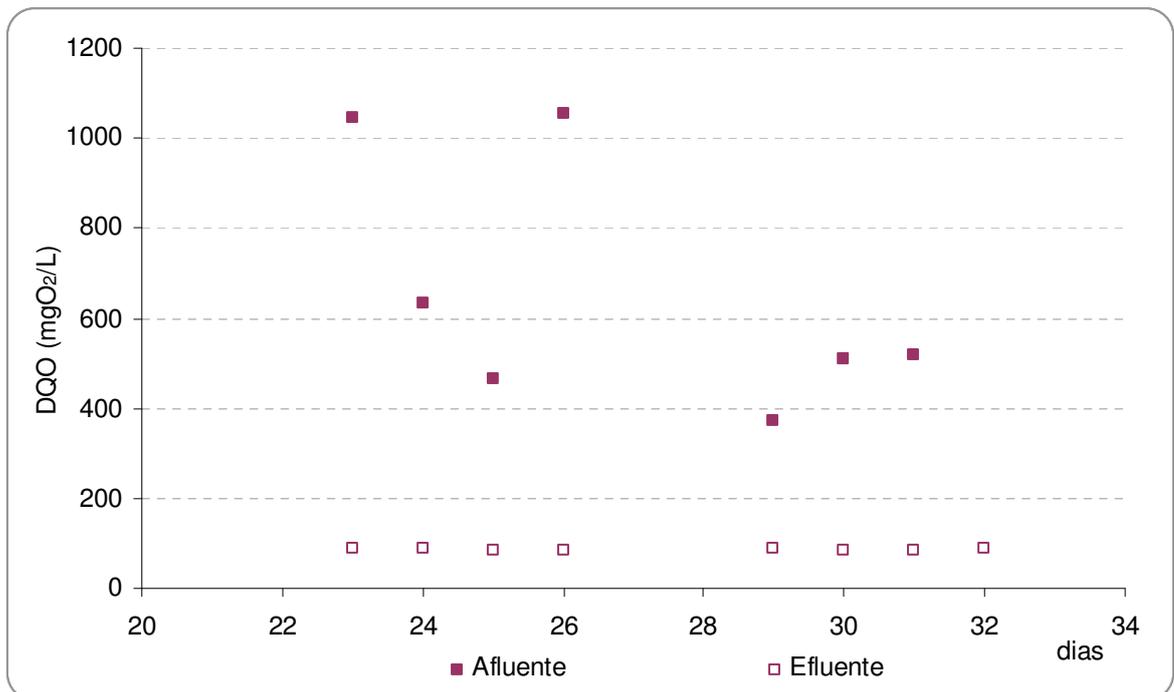


FIGURA 4.49. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE DQO DO REATOR OPERADO EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

O efluente do reator operado em batelada apresentou um valor médio de DQO de 76 mg de O₂/L, próximo ao valor médio encontrado no efluente do reator operado contínuo que foi de 86 mg de O₂/L (Figura 4.50).

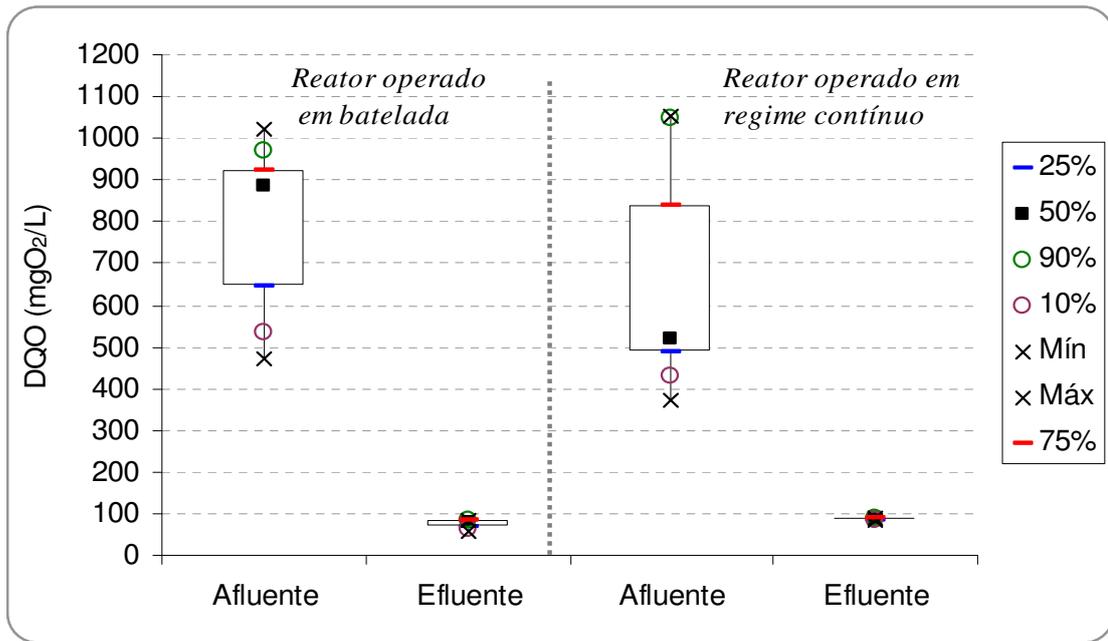


FIGURA 4.50. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE DQO DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

As reduções médias dos valores de DQO alcançadas na fase II pelos reatores operados em batelada e em regime contínuo foram 90% e 85%, respectivamente (Figura 4.51).

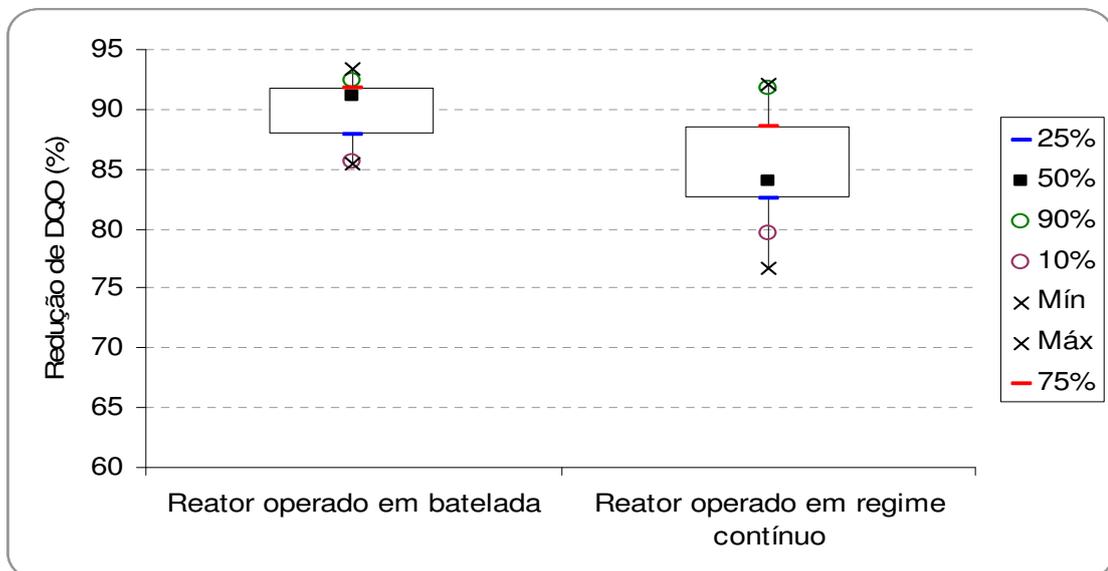


FIGURA 4.51. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DAS REDUÇÕES DE DQO NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

As Figuras 4.52 e 4.53 apresentam as concentrações e remoções de nitrogênio amoniacal nos reatores operados em batelada e contínuo na fase II. Os resultados mostram que, como na fase I, os reatores operados em batelada alcançaram maiores remoções de

nitrogênio amoniacal, uma remoção média de 94%. O reator operado em regime contínuo alcançou uma remoção média de 43%.

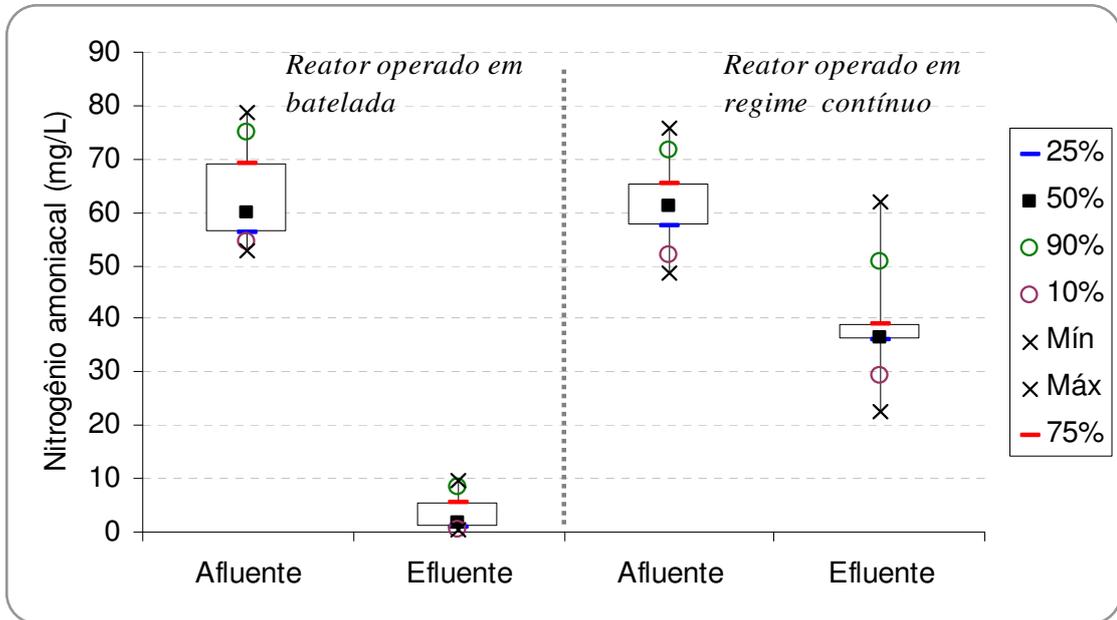


FIGURA 4.52. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DOS VALORES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

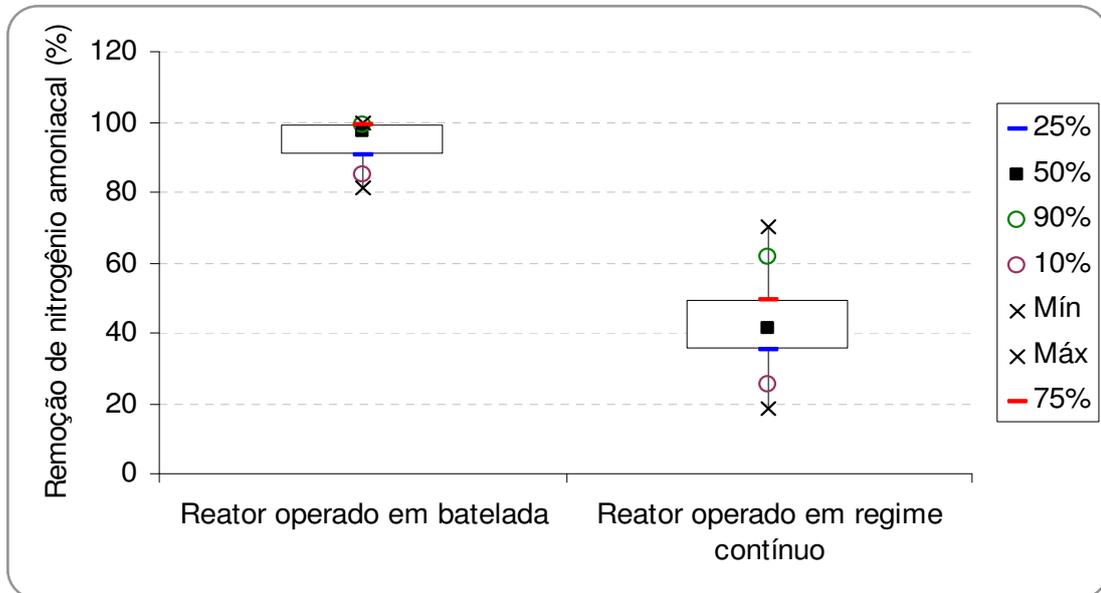


FIGURA 4.53. REPRESENTAÇÃO GRÁFICA (BOX-PLOT) DAS REMOÇÕES DE NITROGÊNIO AMONIAICAL ALCANÇADAS NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

A TCO_{esp} dos reatores ao longo do monitoramento da fase II é apresentada na Figura 4.54. Na fase II (2 a 2,5% de lixiviado), os valores médios da TCO_{esp} foram de 6,3 mg $O_2/g.L.h$ no reator em batelada e de 24,8 mg $O_2/g.L.h$ no reator contínuo.

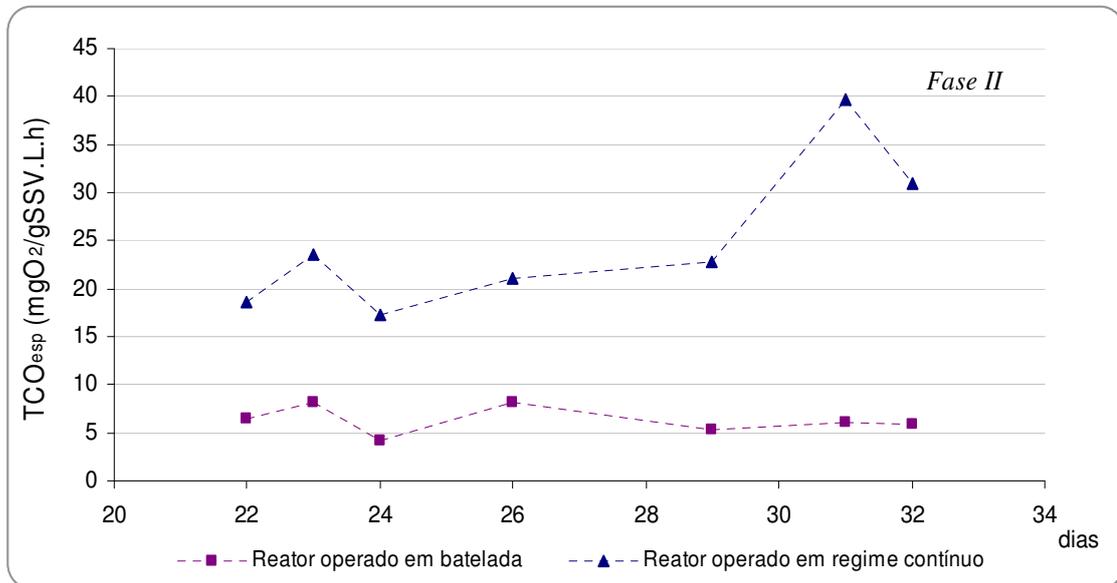


FIGURA 4.54. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DA TCO ESPECÍFICA DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

Foram obtidos valores de SSV no reator operado em batelada entre 2360 e 2980 mg/L. No reator operado em regime contínuo os valores estiveram na faixa de 1000 a 2360 mg/L. Na Figura 4.55 são apresentados os dados obtidos na segunda fase. Observa-se decaimento na concentração de SSV no reator operado em regime contínuo, o que pode ter ocorrido tanto pelo descarte ocorrido nesta fase como pela perda de lodo junto ao efluente. Não é provável que este decaimento seja em função do aumento de percentual de lixiviado visto que não houve queda na TCO específica do lodo deste reator.

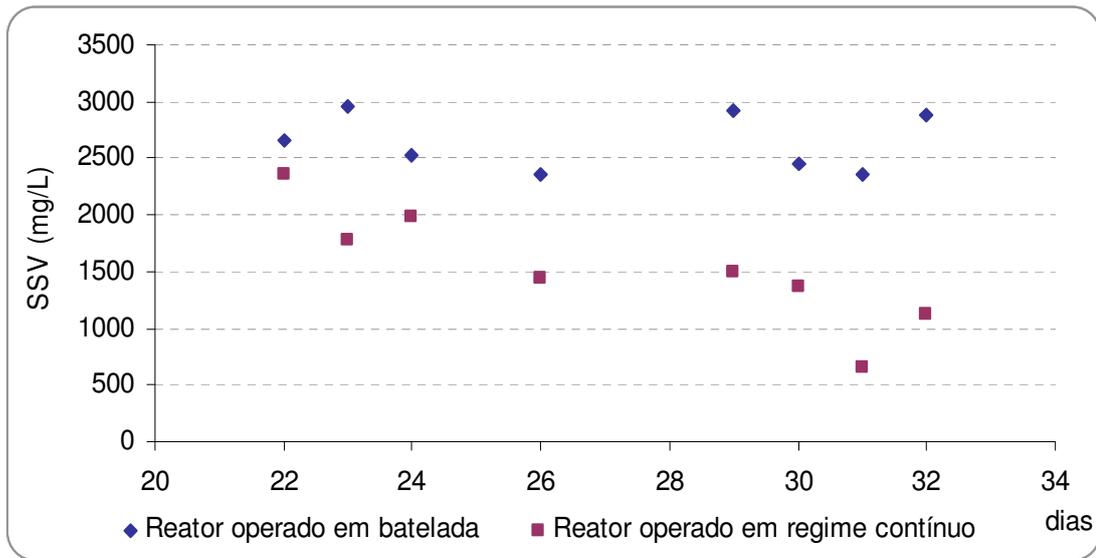


FIGURA 4.55. ACOMPANHAMENTO DOS VALORES DE SSV DOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

O lodo do reator operado em batelada manteve as mesmas características da fase I, permanecendo os flocos bem formados e diversidade de protozoários. No reator operado em regime contínuo observou-se crescimento excessivo das bactérias filamentosas, permanecendo a presença de flocos firmes da fase I. Apesar da presença de rotíferos, estes foram encontrados em menor quantidade do que na fase I.

A relação SSV/SST (Figura 4.56) do lodo na fase II apresentou média de 0,66 e de 0,74 para os reatores operados em batelada e em regime contínuo, respectivamente. Os resultados foram bem similares aos da fase I, não havendo indícios de que o acréscimo de lixiviado tenha prejudicado a comunidade microbiana. Ao final do monitoramento, o valor desta relação foi bem similar nos dois reatores: 0,64 e 0,66.

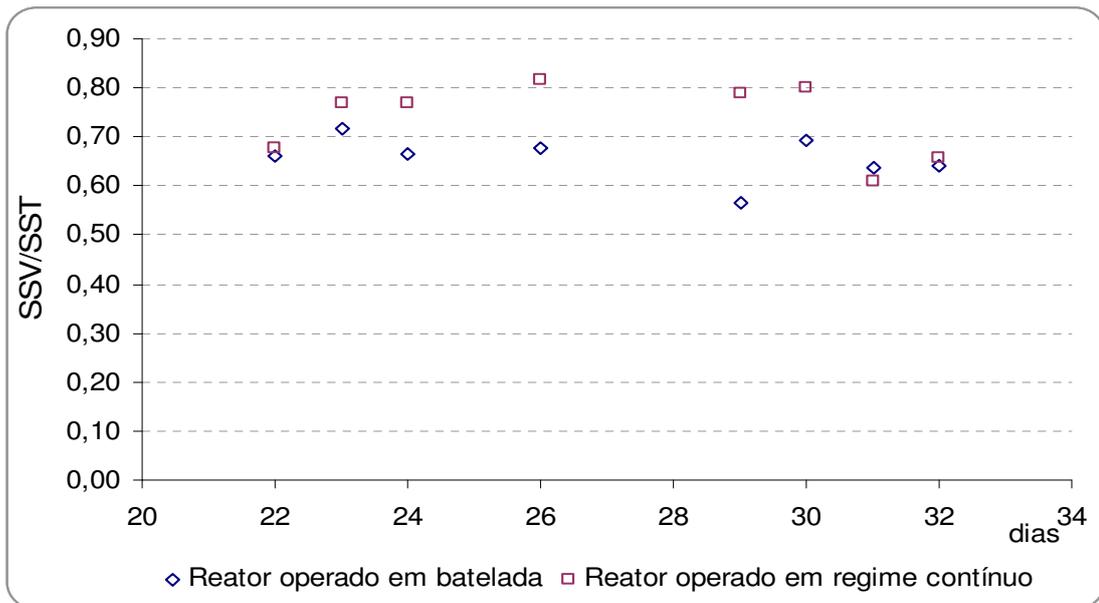


FIGURA 4.56 ACOMPANHAMENTO DA RELAÇÃO SSV/SST NOS REATORES OPERADOS EM BATELADA E EM REGIME CONTÍNUO NA FASE II (2,0 A 2,5%).

4.5. Resumo do monitoramento da planta piloto e dos reatores operados em bancada

Na Tabela 4.18 é apresentado o resumo dos resultados obtidos na planta piloto e nos reatores em escala de bancada. As remoções de nitrogênio amoniacal foram superiores a 80% tanto na planta piloto como no reator operado em regime de batelada. As reduções de DQO foram superiores nos reatores operados em bancada. As reduções de DQO na planta piloto, na faixa de 70%, foram similares aos valores obtidos em sistema piloto de lodos ativados pesquisado por Kelly, 1987 com percentuais de lixiviado de 4 e 16% em relação ao volume de esgoto.

TABELA 4.18. RESUMO DOS DADOS OBTIDOS NO MONITORAMENTO DA PLANTA PILOTO E DOS REATORES EM ESCALA DE BANCADA

		Planta piloto		Escala de bancada Batelada		Escala de bancada Contínuo	
% (v/v)		0,5-1,5%*	1,5-2,5%	0,5-1,5%	1,5-2,5%	0,5-1,5%	1,5-2,5%
TDH		17-19h		24h		6h	
Lixiviado (A. Morro do Céu)	DQO (mgO ₂ /L)			1428			
	DBO (mgO ₂ /L)			421			
	NH ₄ ⁺ (mg/L)			904			
Esgoto	DQO (mgO ₂ /L)			172			
	NH ₄ ⁺ (mg/L)			31			
Mistura afluente	DQO (mgO ₂ /L)	368 / 356	379	398	788	346	657
Lodo	SSV (mg/L)	949 / 1735	1425	3400	2640	1920	1525
A/M	(KgDQO/KgSSV.d)	0,21 / 0,33	0,28	0,14	0,38	0,24	0,64
Redução (%)	DQO	69% / 72%	76%	84%	90%	79%	85%
	NH ₄ ⁺	82% / 97%	91%	83%	94%	30%	43%

* valores referentes às fases de operação I e III

5 – CONCLUSÕES

Na etapa inicial da pesquisa, quando foram feitos testes hidrodinâmicos na planta piloto, os valores do coeficiente global de transferência de oxigênio e o tempo de mistura indicaram não haver problemas quanto à eficiência e desempenho relacionados ao fornecimento de oxigênio necessário aos organismos e ao tempo de homogeneização.

Os resultados dos experimentos nos reatores em escala de bancada apresentaram reduções de valores de DQO acima de 80% nas duas fases operacionais (fases I e II). Além disso, os valores de DQO remanescentes no efluente de saída dos reatores foram menores do que 100 mg/L em todo o período de operação dos reatores. Remoções médias de nitrogênio amoniacal de 83% e 94% foram alcançadas na fase I e fase II, respectivamente, e concentrações menores do que 10 mg/L de nitrogênio amoniacal foram obtidas no efluente de saída do reator operado em batelada. Em contrapartida, nos reatores operados em regime contínuo foram alcançadas remoções de 36% e 43% de nitrogênio amoniacal nas fases I e II, respectivamente. As concentrações de nitrogênio amoniacal remanescentes no efluente de saída desses reatores foram na faixa de 26 a 46 mg/L na fase I e de 23 a 62 mg/L na fase II. As concentrações médias de nitrato no efluente dos reatores operados em batelada e regime contínuo na fase I foram de 10 e 8 mg/L, respectivamente. Na fase II, esses valores aumentaram para 33 mg/L para o reator operado em batelada e 23 mg/L para o reator operado em regime contínuo.

Constatou-se que não houve prejuízo na operação dos reatores, tanto operado em batelada como em regime contínuo, com o aumento da percentagem de lixiviado na mistura de alimentação, pois reduções elevadas dos valores de DQO foram alcançadas em ambas as fases. Contudo, a remoção de nitrogênio amoniacal só foi maior quando o reator foi operado em batelada, independente da fase de operação. Os resultados indicaram que houve nitrificação em ambos os reatores operados nas fases I e II. Provavelmente, a nitrificação ocorreu em maior escala no reator operado em batelada devido às condições operacionais serem mais adequadas, para a ocorrência desse processo, do que o reator operado em regime contínuo.

Os experimentos na planta piloto apresentaram redução média de DQO acima de 69%. Ademais, nas fases II e III todas as reduções foram superiores a 60%. Na fase I (2,0 a 2,5%) a redução média foi de 69%, na fase II de 76%. Na terceira fase (2,0 a 2,5%), que foi operada com a mesma percentagem de lixiviado da fase I, a remoção média foi de 72%. Valores médios de DQO remanescentes no efluente da planta piloto nas fases I, II e III foram de 100,

85 e 78 mg/L, respectivamente. Com isso, pôde-se verificar que, em se tratando de redução de DQO, não houve interferência negativa no tratamento da mistura de esgoto doméstico e lixiviado com o aumento da percentagem de lixiviado no afluente da planta piloto. Mesmo assim, os resultados obtidos ao longo da operação da planta piloto mostraram que as reduções de DQO, DBO₅ e COD ficaram aquém das esperadas por este tipo de processo de tratamento em se tratando somente de esgoto doméstico.

Verificou-se alta remoção da concentração de nitrogênio amoniacal em todas as fases de operação da planta piloto. Remoções médias acima de 80% foram alcançadas, sendo que nas fases II e III, os valores foram maiores do que 90% na maior parte do tempo de operação. Essa remoção foi acompanhada por um aumento da concentração de nitrato no efluente de saída da planta piloto ao longo do tempo de operação, alcançando valores de 46 mg/L. Ademais, houve consumo de alcalinidade do afluente da planta piloto, demonstrando a ocorrência de nitrificação no tanque de aeração da planta piloto.

Embora o lodo biológico tenha apresentado reduzida presença da quantidade de organismos filamentosos e problemas na sedimentabilidade, o monitoramento também não indicou perda da qualidade em função das diferentes concentrações de lixiviado na alimentação. Não foram observados indícios de que componentes tóxicos do lixiviado tenham interferido no desenvolvimento das bactérias filamentosas da planta piloto, visto que nos reatores operados em bancada houve um desenvolvimento maior das mesmas na segunda fase monitorada, quando o percentual de lixiviado era mais elevado. No entanto, características obtidas na planta piloto apontam para interferências no sistema responsáveis por problemas no desenvolvimento de bactérias filamentosas e por valores de IVL muito baixos, provavelmente responsáveis pela perda de sólidos, constatada pelas altas concentrações de SST e alta turbidez no efluente. Ressalta-se que nos reatores em escala de bancada, operados com diferentes percentuais de lixiviado, não foi observada baixa concentração de SSV no tanque de aeração, nem valores de IVL que indicassem dificuldades na sedimentabilidade do lodo.

Com os dados obtidos não foi possível concluir qual foi o fator responsável pelas remoções de poluentes aquém dos valores esperados, no entanto, pode ser verificado que o tratamento combinado de lixiviado e esgoto pode apresentar boas remoções de poluentes, devendo ser avaliadas questões referentes à presença de materiais recalcitrantes, bem como a questão da toxicidade para uma avaliação mais criteriosa sobre a interferência dos lixiviados, principalmente no lodo biológico, em um sistema de tratamento combinado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Águas de Niterói [homepage na internet]. Acesso em 18 de fevereiro de 2009. ETEs Icaraí. Disponível em: <http://www.aguasdeneroi.com.br/menu.php?secao=2&item=7>.

ASCE Standard. *Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water*. 2-06, American Society of Civil Engineers, USA, 2006.

AKTAS, O.; ÇEÇEN, Ferhan. *Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. v. 66, n. 8, 2001. p. 793 - 802.

APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. New York: 21th ed., 2005.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; CARVALHO, C. M.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T. *Uso de lagoas de estabilização para tratamento conjugado de percolado e águas residuárias domésticas*. In: VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, 2002. Anais do VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. v. 1. p. 1-6.

BAHÉ, J. M. C. de F. *Estudo de avaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008.

BARCHYN, P. *Feasibility os Treating Hartland Road Landfill Leachate at Central Saanich Pollution Centre*. Unpublished report by Capital Regional District, Victoria, B. C, 1984 *apud* KELLY, H.G. *Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site*. Journal of Water Pollution Control Federation, v.59, n.5, 1987. p.254-261.

BIDONE F., POVINELLI J. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos : EESC/USP; 1999.

BOCCHICLIERI, M. M. *A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

BORGHI, A. DEL; BINAGHI, L.; BRUZZO, G.; ESPOSITO, A.; RANDI, P. *Combined treatment of a mixture of old and young leachates with wastewater by activated sludge system*. In: Proceedings Sardinia 2001: Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, p. 159-168, 2001

BOYLE, W.C.; HAM, R.K. *Biological Treatability of Landfill Leachate*. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 46, n. 5, 1974. p. 860 - 873.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº357 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial [da União]*, Brasília, 18 de março de 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº397 - Altera o inciso II do § 4 e a Tabela X do § 5, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial [da União]*, Brasília, 3 de abril de 2008.

CAMPOS, J. C., FERREIRA, J. A., Mannarino, C. F., SILVA, H. R. da, BORBA, S. M. P. *Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands*. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória-ES. Anais do VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. v. 1. p. 1-10.

CASTILHOS Jr., A. B. (coordenador). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte – Projeto PROSAB*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 294p.

CHIAN, E. S. K., DEWALLE, F. B. *Evaluation of Leachate Treatment*. Vol II: Biological and physical-chemical processes. University of Illinois, Urbana, IL, 1977 *apud* EHRIG, Hans

Jürgen. *Co-treatment in Domestic Sewage Facilities*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p. XI-1 - XI-10.

CHRISTENSEN, T. H., COSSU, R., STEGMANN, R. *Problems and strategies in leachate management*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p. I-1 – I-8.

CHRISTENSEN, T. H., COSSU, R. *Basic processes in landfills*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p. II-1 – II-20.

CHRISTENSEN, T. H., KJELDSEN, P. *Basic Biochemical Processes en Landfills*. In: Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. Christensen, Cossu, Stegmann (Eds.). Academic Press, London, 1989 *apud* HEYER, Kai-Uwe; STEGMANN, Rainer; EHRIG, Hans-Jürgen. *Leachate treatment: Principles and options*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p. X-1 – X18.

CORDI, L. et al. *Impacto na microbiota do lodos ativados durante a aclimação com diferentes efluentes industriais*. In: Simpósio Nacional de Fermentações, 14., 2003, Florianópolis. Anais... Florianópolis, 2003. p.353.

COSSU, R., CASU, G., LAVAGNOLO, M. C., ANDREOTTOLA, G. *Biological removal of nutrients in co-treatment of leachate and sewage*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. XXXIII-1 – XXXIII-13.

DIAMADOPOULOS, E., SAMARAS, P., DABOU, X., SAKELLAROPOULOS, G.P. *Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor*. *Water Science & Technology*, Great Britain, 1997, v. 36, p. 61-68.

EHRIG, Hans Jürgen. *Co-treatment in Domestic Sewage Facilities*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management And Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. XI-1 - XI-10.

EPA – Environmental Protection Agency (US). 40 CFR Parts 136 and 445. *Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source Performance Standards for the Landfills Point Source Category*; Final Rule. United States, Washington: 2000.

FACCHIN, J. M. J., COLOMBO, M. C. R., COTRIM, S. L. da S., REICHERT, G. A. *Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação*. In: 27º Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental, 2000, Porto Alegre. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

FARQUHAR, C. J., ROVERS, F. A. *Gas production during refuse decomposition*. *Water Air and Soil Pollution* 2, 483-495, 1973 *apud* HEYER, Kai-Uwe; STEGMANN, Rainer; EHRIG, Hans-Jürgen. *Leachate treatment: Principles and options*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. X-1 – X-18.

FEEMA. NT-202.R-10, aprovada pela Deliberação CECA nº1007, de 04 de dezembro de 1986. *Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos*. *Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro]*, Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986.

FEEMA. DZ-205.R-6, aprovada pela Deliberação CECA nº4.887, de 25 de setembro de 2007. *Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial*. *Diário Oficial (do Estado do Rio de Janeiro)*, Rio de Janeiro, 08 de novembro de 2007.

FEEMA; DZ-215.R-4, aprovada pela Deliberação CECA nº4.886, de 25 de setembro de 2007. *Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos*. *Diário Oficial (do Estado do Rio de Janeiro)*, Rio de Janeiro, 08 de novembro de 2007.

FERNANDES-VIÑA, M. B. D. *Gestión de lixiviados – Vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: una perspectiva internacional*. Curso ministrado pela Universidade de Cantabria, Espanha, 2000 *apud* SANTOS, A. F. M. S. *Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do Aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.

FERREIRA, Eduardo S. *Cinética Química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica*. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre-RS. AIDIS - *Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 2000. p. 1-25.

FERREIRA, J. A.; EIGENHEER, E.; ADLER, R. R.; DOS SANTOS, M. F. *Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ)*. In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. p. 1-9.

FERREIRA, J. A., GIORDANO, G., RITTER, E., ROSSO, T. C. de A., CAMPOS, J. C., LIMA, P. Z. M. *Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro*. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, Paraíba. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001. p. 1-9.

HAMADA, Jorge. *Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários*. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do Iguaçu-PR. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. p. 1801-1810.

HAMADA, J., MATSUNAGA, I. *Concepção de Sistema de Tratamento de chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus-BA*. In: IX SILUBESA – Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Seguro. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. p. 1515-1524 *apud* BAHÉ, J. M. C. de F. *Estudo de*

evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento : testes em bancada. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008.

HENRY, J. G. *New Developments in Landfill Leachate Treatment.* In: Proc. New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, Univ. of Brit. Columbia, v. 1, 1985. p. 139.

HEYER, Kai-Uwe; STEGMANN, Rainer; EHRIG, Hans-Jürgen. *Leachate treatment: Principles and options.* In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p. X-1 – X-18.

HORAN, N. J. *Biological wastewater treatment systems. Theory and operation.* John Wiley & Sons, Chichester, 1990, 310p. *apud* VON SPERLING, Marcos. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.* v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB – 2000.* IBGE, 2002.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos.* Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 2005.

JUCÁ, J. F. T. *Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: Situação atual e perspectivas.* In: X SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Braga, Portugal. Anais do X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. v.CD.

KEENAN, J. D., STEINER, R. L. And FUNGAROLI, A. A. *Landfill leachate treatment.* J. Wat. Pollut Control Fed. 56, p. 27-33, 1984 *apud* BORGHI, A. DEL; BINAGHI, L.; BRUZZO, G.; ESPOSITO, A.; RANDI, P. *Combined treatment of a mixture of old and young leachates with wastewater by activated sludge system.* In: Proceedings Sardinia 2001: Eighth

International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, 2001. p. 159-168.

KELLY, H.G. *Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site*. Journal of Water Pollution Control Federation, v.59, n.5, 1987. p.254-261.

KNOCH, J. *Gemeinsame biologische Reinigung von Müllsickerwasser und kommunalem Abwasser (Biological co-treatment of sewage and leachate)*; Proceedings: Reinigung von Sockerwasser aus Mülldeponien Kolloquien und Seminare im Hause Edelhoff, v. 3 apud EHRIG, Hans Jürgen. *Co-treatment in Domestic Sewage Facilities*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management And Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. XI-1 - XI-10.

KUAJARA, O., SANCHEZ, J., BALLESTRIN, R., TEXEIRA, E. *Environmental monitoring of the north Porto Alegre landfill, Brazil*. Water Environmental Research, 1997. vol. 69, p. 1170-1177.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. *Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review*. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.40, 1988. p.223-250.

LUZ, L. B. D. *Estudo da toxicidade de percolados de aterro sanitário*. Tech. Rep., setembro, 1998 apud SILVA, A. C. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado*. Dissertação de Mestrado. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

MARTTINEN, S. K., KETTUNEN, R. H., RINTALA, J. A. *Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates*. *The Science of the Total Environment*, v. 301, 2003. p. 1-12.

McBEAN, E.A, ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall, New Jersey, 1995.

METCALF & EDDY. Inc. *Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 3.ed. New York: McGraw - Hill Book, 1991.

MONTEIRO, Tatiana Gonçalves do Rego. *Avaliação de Interferência de Óleos e Graxas na Eficiência de Reatores Biológicos Aeróbios*. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Engenharia Civil - Universidade do Estado Rio de Janeiro, 2007.

NÓBREGA, Selêude Wanderley da, RODRIGUES, C. C., SILVA JÚNIOR, J. R. da, COELHO, D. G. *Remoção de cor do chorume através da combinação de Processos físico-químicos*. In: Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-9.

OLIVEIRA, M., MOTA, S. *Caracterização do percolado do liazo do Jangurussu, Fortaleza, Ceará*. Revista Limpeza Pública, vol.48, pp.21–24,1998.

PAGANINI, W.S., BOCCHIGLIERI, M.M.; LOPES, G.F. *Avaliação da capacidade das Estações de Tratamento de Esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o recebimento do chorume produzido nos aterros sanitários da região*. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2003.

PAPADOPULOS, A., FATTA, D., LOIZIDOU, M. *Treatment of stabilized landfill leachate by physico-chemical and bio-oxidation processes*. Journal of Environmental Science and Health, Part A : Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering 33 (4) 651-670, 1998 apud BORGHI, A. DEL; BINAGHI, L.; BRUZZO, G.; ESPOSITO, A.; RANDI, P. *Combined treatment of a mixture of old and young leachates with wastewater by activated sludge system*. In: Proceedings Sardinia 2001: Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, 2001. p. 159-168.

PESSIN, I. S. N., SILVA, A. R., PANAROTTO, C. T. *Variação da composição dos líquidos percolados do Aterro Sanitário de São Giacomo-Caxias do Sul – RS*. In: Anais do 19º

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do Iguaçu/PR. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 1997.

RAMALHO, R. S. *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. 2.ed., New York: Academic Press, 1983

REYNOLDS, T. D.; RICHARDS, P. A. *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering*. 2ª ed. Boston: PWS Publishing Company, 1995.

RIBEIRO, A.C.P.; CONCEIÇÃO JR., J. C.; ROSA, D. R.; FREIRE, D. M. G.; CAMMAROTA, M. C. *Aplicação de enzimas eletrolíticas no tratamento aeróbio de efluentes de laticínios*. VI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, Campinas. 2005. p. 1-6.

ROBINSON, H. D.; GRONOW, J. R. *Leachate composition from different landfills*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. III-1 – III-13.

SANTOS, A. F. M. S. *Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do Aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.

SEGATO, L. M., SILVA C. L. da. *Caracterização do chorume do Aterro Sanitário de Bauru*. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre – RS. AIDIS - *Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. p. 1-9.

SILVA, A. C. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado*. Dissertação de Mestrado. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

SISINNO, Cristina Lúcia Silveira. *Destino dos Resíduos Sólidos Urbanos e Industriais no Estado do Rio de Janeiro: Avaliação da Toxicidade dos Resíduos e suas Implicações para o Ambiente e para a Saúde Humana*. Tese de Doutorado. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, 2002.

SISINNO, C.L., OLIVEIRA FILHO, E. C., DUFRAYER, M. C., MOREIRA, J. C., PAUMGARTTEN, F. J. *Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute test*. Bulletin Environmental Contamination and Toxicology, 2000. vol. 64, p. 107-113.

SISINNO, C. L. S., MOREIRA, J. C.. *Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do Aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil*. Cadernos de Saúde Pública. v. 12, n. 4. Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, 1996.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos-2004*, Brasília: Ministérios das Cidades - SNSA, 2006.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Gestión integral de residuos sólidos*, 1 ed, vol 1-2. Madri: Mc Graw-Hill, Inc, 1994 *apud* SILVA, Alessandra Cristina. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado*. Dissertação de Mestrado. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill International Editions, 1993.

UNITED NATIONS (UN). *2002 Revision of the Official United Nations Population Estimates and Projections*. New York: UN Population Division, 2002.

VENDRAMEL, Simone Maria Ribas. *Tratamento de Efluente de Refinaria de Petróleo em Bio-Reator Aeróbio de Leito Fixo Submerso*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2004.

VON SPERLING, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 2. *Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996