UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA

FÁBIO CAMPOS

Influência do Recebimento de Lixiviado de Aterro
Sanitário Sobre o Tratamento de Esgoto em
Processo de Lodo Ativado e Reator Integrado de
Lodo Ativado com Biofilme em Leito Móvel

SÃO PAULO
2014

FÁBIO CAMPOS

Influência do Recebimento de Lixiviado de Aterro
Sanitário Sobre o Tratamento de Esgoto em
Processo de Lodo Ativado e Reator Integrado de
Lodo Ativado com Biofilme em Leito Móvel

SÃO PAULO
2014

FÁBIO CAMPOS

Influência do Recebimento de Lixiviado de Aterro
Sanitário Sobre o Tratamento de Esgoto em
Processo de Lodo Ativado e Reator Integrado de
Lodo Ativado com Biofilme em Leito Móvel

Tese apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Saúde
Pública, em cumprimento às
exigências para obtenção do
título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Saúde
Ambiental

Orientador: Professor Titular
Roque Passos Piveli

SÃO PAULO
2014

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada à fonte.

Catálogo de Publicação

Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo

Campos, Fábio

Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel / Fábio Campos – São Paulo, 2014.

222p.

Tese (Doutorado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Departamento de Saúde Ambiental.

1-Lixiviado de aterro sanitário 2. Tratamento conjugado de lixiviado com esgoto doméstico 3. Sistemas Híbridos (IFAS) – Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambiental.

AGRADECIMENTOS

A realização desse trabalho só foi possível, sobretudo, devido à permissão da chefia do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA) da Escola Politécnica da USP, em participar do programa de pós-graduação da Faculdade de Saúde Pública. A esse departamento e a essa universidade, sou enormemente grato!

Com igual importância, agradeço a minha família todo o apoio e força, sobretudo nos momentos onde o desânimo e o receio do fracasso ameaçaram a conclusão dessa obra.

Ao prof. Roque Passos Piveli, muito mais do que um chefe imediato ou um orientador, agradeço imensamente o prazer de contar com sua amizade. Um exímio profissional e ser humano, que me serve de inspiração e modelo tanto na vida cotidiana como profissional.

À profa. Suely Ivone Borrely, do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN), pela amizade e por todo apoio estrutural na realização dos ensaios de toxicidade aguda.

Ao Rubens Domenici e a toda equipe da Estação Elevatória do Piqueri/SABESP, por permitir a coleta do lixiviado utilizado na pesquisa, meu muito obrigado.

Aos amigos Rodrigo de Freitas Bueno e Laerte Cícero de Carvalho, meu agradecimento pela ativa participação durante toda a execução desse trabalho, e por terem acompanhado de perto todos os dramas e dificuldades.

Aos demais colegas de pós-graduação: Humberto, Fábio Fujii, Henrique e Jefferson, por participarem do dia a dia de rotinas de análises e trabalhos junto às pilotos.

Agradeço ao Pedro D.B. Alves, em nome de toda a Secretaria de Pós-Graduação do Departamento de Saúde Ambiental, todo o auxílio e orientação ao longo da minha permanência como aluno desse programa.

Agradeço a todos da manutenção do Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH), em especial ao Sr. Zezinho, Erick e Sr Zé Amaro, pelo auxílio indispensável prestado durante toda a pesquisa.

“Há verdadeiramente duas coisas diferentes: saber e crer que se sabe. A ciência consiste em saber; em crer que se sabe reside a ignorância.”

Hipócrates

RESUMO

CAMPOS, F. **Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel**. 2014, 222p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

O uso de aterros sanitários como forma de disposição dos resíduos sólidos urbanos constitui-se na alternativa mais usual tanto do ponto de vista econômico, como na correta disposição final do lixo. Entretanto, a geração de lixiviados permanece como uma inevitável consequência do uso de tal tecnologia. Das diversas alternativas de controle desse líquido percolado, destaca-se seu envio para estações de tratamento de esgoto sanitário. No presente estudo, avaliou-se o impacto causado pela introdução de cargas progressivas de lixiviado em conjunto com o esgoto sanitário em dois sistemas pilotos de tratamento: um de lodos ativados convencional e outro, um modelo híbrido do tipo IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*). A pesquisa foi dividida em três fases, mantendo-se as mesmas condições operacionais e alterando, em cada fase, a contribuição de lixiviado na composição da carga afluyente, em valores de 5%, 10% e 20% em relação à carga de $DBO_{5,20}$. Os resultados obtidos a partir da investigação experimental permitiram concluir que o aumento progressivo da carga advinda do lixiviado não provocou redução na eficiência de tratamento em ambos os sistemas, em nenhuma fase da pesquisa. Obtiveram-se, para o processo IFAS, índices de remoção de matéria orgânica, expressos em DBO, da ordem de 87% com a contribuição de 5% e 10% de lixiviado e de 80% com 20% de lixiviado; no processo de lodos ativados, tanto com 10% e 20% de carga de lixiviado, a eficiência foi de 80%, os resultados referentes à fase de 5%, nesse processo, foram prejudicados em decorrência de problemas operacionais. Em relação à oxidação de compostos nitrogenados, expressos em termos de NTK, observaram-se para o processo IFAS remoções acima de 90% em todas as fases, indicando que a nitrificação ocorreu de forma satisfatória. No processo de lodos ativados, os índices de remoção foram de 72% com 5% de lixiviado e de 65% com 10% e 20%, indicando um rendimento abaixo do esperado. Estudos relativos à composição da biomassa presente em ambos os processos não revelaram aspectos que as diferenciem significativamente em termos quantitativo; tão poucos indicaram alterações provocadas na microfauna em função da adição da carga de lixiviado. Os coeficientes cinéticos referentes ao metabolismo heterotrófico não apresentaram variações em função do aumento da contribuição do lixiviado, mantendo-se semelhantes aos encontrados na literatura; já os valores obtidos para constante máxima de crescimento (μ_m) das bactérias nitrificantes apontaram uma redução em torno de 76% e 41% para os processos de lodos ativados e IFAS, respectivamente, quando comparados com dados relativos à fase preliminar, sem adição de lixiviado; tal fato, contudo, não provocou interrupção ou inibição no rendimento da nitrificação. Ensaios de toxicidade aguda demonstraram significativa redução deste potencial em relação ao afluyente, sobretudo, no processo IFAS, sendo que a técnica Microtox® mostrou-se mais sensível do que o teste com microcrustáceo *Daphnia similis*. Em linhas gerais, o processo IFAS demonstrou um desempenho superior em termos de eficiência de remoção tanto de matéria orgânica como nitrogenada, bem como maior estabilidade operacional.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário; Tratamento conjugado de lixiviado com esgoto doméstico; Sistemas híbridos (IFAS).

ABSTRACT

CAMPOS, F. **Influence of the contribution of landfill leachate on wastewater treatment in the activated sludge process and integrated fixed-film activated sludge reactor**. 2014, 222p. Doctoral Thesis – School of Public Health, University of São Paulo, São Paulo, 2014.

The utilization of landfills as an urban solid waste management technology constitutes an economically viable alternative of final waste disposal. However, the generation of contaminated leachate remains as an inevitable consequence of this technology. Among various treatment alternatives for that percolated liquid, a major one is sending it to a wastewater treatment plant. The present paper evaluated the impact caused by the introduction of progressive leachate loads together with domestic sewage in two pilot scale treatment plants: an activated sludge plant and a hybrid model type IFAS (Integrated fixed-film activated sludge) plant. The research was divided into 3 phases, maintaining the same operation conditions in both pilot plants and changing at each phase the amount of leachate in the composition of the influent to percent values of 5%, 10% and 20%. Results obtained from the experimental investigation demonstrated that the leachate load did not cause inhibition of the treatment process in both pilots, at any phase of the research. For the IFAS process, removal rates of organic matter in terms of BOD were on the order of 87% with leachate contributions of 5% and 10%, and 80% with 20% of leachate contribution. Regarding the activated sludge process, at both 10% and 20% of leachate load, the BOD removal efficiency was 80%. The results from the 5% leachate contribution phase were not available due to operational problems. Regarding nitrogen removal, in terms of NTK, a removal efficiency over 90% was observed for the IFAS process in all phases, showing that nitrification occurred in a satisfactory way; as for the activated sludge process, the removal rates were 72% with 5% of leachate contribution and 65% with 10 and 20% leachate contributions, results lower than expected. The study of the biomass composition did not show aspects that differ significantly in quantitative terms for both processes; and it did not show any changes in the micro fauna due to the leachate addition. The kinetic coefficients related to the heterotrophic metabolism did not present variation due to the increase of leachate addition, being similar to those found in the literature. On the other hand, the obtained values for the maximum growth rate (μ_m) of nitrifying bacteria pointed to reductions of about 76% and 41% for the activated sludge and IFAS processes, respectively, when compared with data related to the preliminary phase, without leachate addition. This fact, however, did not cause disruption or inhibition to affect the nitrification yield. Acute toxicity assays demonstrated significant reduction of this potential relative to affluent, especially on the IFAS process, and the Microtox® technique appeared to be more sensitive. In a more general way, the IFAS process presented a better performance than the activated sludge process in terms of removal efficiencies of organic and nitrogenous matter, as well as higher operating stability.

Key Words: Landfill leachate, Co-treatment of leachate with domestic wastewater, Hybrid systems (IFAS).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características físico-químicas dos esgotos	29
Tabela 2 - Valores de referência das constantes cinéticas de utilização de material orgânico	38
Tabela 3 - Valores do coeficiente de Arrhenius (θ) em função da temperatura	44
Tabela 4 - Níveis inibitórios de amônia livre e ácido nítrico para o processo de nitrificação em pH 7 a 20° C.	45
Tabela 5 - Comparação entre bactérias nitrificantes e desnitrificantes	47
Tabela 6 - Valores de referência da constante de decaimento (b) de Nitrossomonas. ..	52
Tabela 7 - Valores típicos para a constante de meia saturação (K_n) das Nitrossomonas	52
Tabela 8 - Valores típicos para a constante de crescimento máximo (μ_{max}) das Nitrossomonas	52
Tabela 9 - Parâmetros típicos de projeto para o processo IFAS	64
Tabela 10 - Porcentagem de remoção no biofilme esperadas a 15 °C	65
Tabela 11 - Destino final dos resíduos sólidos no Brasil	71
Tabela 12 - Valores típicos para lixiviados novos, intermediários e velhos	81
Tabela 13 - Relação de organismos-testes utilizados em ensaios de toxicidade.	86
Tabela 14 - Faixas de toxicidade para o sistema Microtox® proposta por Bulich(1982)	88
Tabela 15 - Resultados de ensaio de toxicidade aguda no lixiviado do aterro de Gramacho (RS).	89
Tabela 16 - Proporção entre esgoto e lixiviado nas ETEs Barueri e Suzano	98
Tabela 17 - Volume dos reatores biológicos	108
Tabela 18 - Condições operacionais mantidas nos reatores.	112
Tabela 19 - Variáveis monitoradas, pontos de amostragem e frequência analítica.	115
Tabela 20 - Variáveis monitoradas nos lodos, ponto de amostragem e frequências. ..	116
Tabela 21 - Substratos para os testes respirométricos com bactérias autotróficas nitrificantes	123
Tabela 22 - Caracterização do esgoto sanitário decantado antes da adição do lixiviado ao longo de experimento.....	127
Tabela 23 - Caracterização do lixiviado ao longo de experimento	128
Tabela 24 - Caracterização real do afluente aplicado às pilotos – Principais Variáveis	129
Tabela 25 - Quadro resumo dos valores médios das condições operacionais da piloto LAC.	130
Tabela 26 - Quadro resumo dos valores médios das condições operacionais da piloto LAI.	130
Tabela 27 - Valores médios das cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas ao processo LAC.	131
Tabela 28 - Valores médios das cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas ao processo LAI.	131

Tabela 29 - Estatística descritiva dos resultados de ST – Fase 1.....	133
Tabela 30 - Estatística descritiva dos resultados de ST – Fase 2.....	133
Tabela 31 - Estatística descritiva dos resultados de ST – Fase 3.....	134
Tabela 32 - Valores médios da relação entre STV e ST nos efluentes dos processos.	136
Tabela 33 - Estatística descritiva dos resultados de SST – Fase 1.	136
Tabela 34 - Estatística descritiva dos resultados de SST – Fase 2.	137
Tabela 35 - Estatística descritiva dos resultados de SST – Fase 3.	137
Tabela 36 - Estatística descritiva dos resultados de SSV dos lodos do Tanque de Aeração.....	141
Tabela 37 - Estatística descritiva dos resultados de SSV dos lodos da linha de Retorno.	141
Tabela 38 - Valores médios referentes a quantificação da biomassa aderida.....	145
Tabela 39 - Contribuição referente a biomassa aderida.....	147
Tabela 40 - Quantidades relativas de biomassa no tanque de aeração.	147
Tabela 41 - Composição média da biomassa aderida em termos de NTK e Ptotal.	148
Tabela 42 - Correlação entre densidade populacional e SSV ao longo do estudo	155
Tabela 43 - Estatística descritiva dos resultados de DBO total – Fase 1.....	162
Tabela 44 - Estatística descritiva dos resultados de DBO total – Fase 2.....	163
Tabela 45 - Estatística descritiva dos resultados de DBO total – Fase 3.....	163
Tabela 46 - Estatística descritiva dos resultados de DBO solúvel.....	166
Tabela 47 - Estatística descritiva dos resultados de DQO total – Fase 1.	170
Tabela 48 - Estatística descritiva dos resultados de DQO total – Fase 2.	170
Tabela 49 - Estatística descritiva dos resultados de DQO total – Fase 3.	170
Tabela 50 - Estatística descritiva dos resultados de COD – Fase 1.....	175
Tabela 51 - Estatística descritiva dos resultados de COD – Fase 2.....	175
Tabela 52 - Estatística descritiva dos resultados de COD – Fase 3.....	176
Tabela 53 - Variáveis obtidas através da TCO “in loco”– valores médios.	181
Tabela 54 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAC – valores médios.	182
Tabela 55 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAI – valores médios.	182
Tabela 56 - Estatística descritiva dos resultados de NTK – Fase 1.....	183
Tabela 57 - Estatística descritiva dos resultados de NTK – Fase 2.....	183
Tabela 58 - Estatística descritiva dos resultados de NTK – Fase 3.....	183
Tabela 59 - Estatística descritiva dos resultados de NH_4^+ – Fase 1.....	187
Tabela 60 - Estatística descritiva dos resultados de NH_4^+ – Fase 2.....	188
Tabela 61 - Estatística descritiva dos resultados de NH_4^+ – Fase 3.....	188
Tabela 62 - Estatística descritiva dos resultados de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAC.	194
Tabela 63 - Estatística descritiva dos resultados de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAI.	194
Tabela 64 - Variação teórica da alcalinidade observado no processo LAC.	197
Tabela 65 - Variação teórica da alcalinidade observado no processo LAI.....	197
Tabela 66 - Variação experimental da alcalinidade observado no processo LAC.	198

Tabela 67 - Variação experimental da alcalinidade observado no processo LAI.....	198
Tabela 68 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAC – valores médios.	200
Tabela 69 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAI – valores médios.	200
Tabela 70 - Valores médios das constantes cinéticas de crescimento e de utilização de matéria orgânica.	202
Tabela 71 - Valores de TCO para as bactérias nitritantes.	206
Tabela 72 - Valores médios das constantes de crescimento específico máximo (μ_m) das bactérias nitritantes.	206
Tabela 73 - Valores médios das constantes de meia saturação de Monod (K_n) das bactérias nitritantes.	208
Tabela 74 - Valores médios das taxas máximas de utilização de amônia ($r_{n\ max}$) das bactérias nitritantes.	208
Tabela 75 - Valores médios das constantes cinéticas das bactérias nitrificadoras.....	209
Tabela 76 - Resultados médios dos testes de toxicidade.	210

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - - Microrganismos típicos de Lodos Ativados: (1) Colônia de Protozoários Penduculados; (2) Tardígrado; (3) Protozoário predador de floco; (4) Rotíferos.	31
Figura 2 - Microfotografia do Floco Biológico	33
Figura 3 - Esquema de um Sistema Convencional de Lodos Ativados.....	34
Figura 4 - Frações de material orgânico presente no esgoto	35
Figura 5 - Variação do número de oxidação do nitrogênio durante a nitrificação	41
Figura 6 - Influência do pH na taxa de nitrificação.....	42
Figura 7 - Relação entre taxa de nitrificação e TRS.....	45
Figura 8 - Curva de crescimento microbiano e uso do substrato em função do tempo. 48	
Figura 9 - Agitação em reatores (a) aeróbios, (b) anóxicos e anaeróbios.	58
Figura 10 - Relação entre a carga de nitrogênio amoniacal e a taxa de nitrificação.	59
Figura 11 - Relação entre a Taxa de Remoção de DBO solúvel em função da Taxa de Aplicação de DBO total.....	61
Figura 12 - Relação entre taxa de nitrificação e concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) em sistema com MBBR.	62
Figura 13 - Comparação do processo convencional de Lodos Ativados e IFAS	63
Figura 14 - Exemplos de modelos e especificações de Biomédias	66
Figura 15 - Formação de biofilme no interior de uma biomídia.	68
Figura 16 - Geração de Resíduos Sólidos no Brasil (ton./dias).....	71
Figura 17 - Na sequência: Lixão de Gramacho - RJ (a), Aterro Controlado de Goiânia (b) e Aterro Sanitário Bandeirantes (c).....	72
Figura 18 - Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.	75
Figura 19 - Esquema de geração de Lixiviado de Aterro Sanitário.	78
Figura 20 - Objetos de estudo da Ecotoxicologia.....	83
Figura 21 - Processos de transporte e transformação envolvendo compostos tóxicos..	84
Figura 22 - Recebimento de Lixiviado na Estação Elevatória de Esgoto do Piqueri (SABESP).....	98
Figura 23 - Unidade elevatória de esgoto bruto.	102
Figura 24 - Unidades do tratamento preliminar: (a) peneiramento e canal de areia; (b) bomba de transferência do esgoto pré-tratado.	102
Figura 25 - Vista geral das Unidades de Tratamento.	104
Figura 26 - Painel de interface da instrumentação.	104
Figura 27 - Painel de controle dos equipamentos.....	105
Figura 28 - Biomídia K1 – Anox Kaldnes®,	105
Figura 29 - Perfil hidráulico dos sistemas em escala piloto.	106
Figura 30 - Desenho esquemático dos reatores biológicos.	108
Figura 31 - Desenho esquemático do decantador secundário.	109
Figura 32 - Localização da CTR-Caieiras.	110

Figura 33 - Dosagem de lixiviado nas pilotos – (a) bomba peristáltica com canais independentes; (b) detalhe da alimentação do lixivado nas câmaras anóxicas.	111
Figura 34 - Procedimento experimental para extração da biomassa aderida – (a) biomédias com biofilme no tubo falcon; (b) detalhe da biomédia com biofilme; (c) biomassa aderida após a soltura; (d) comparação da biomédia antes e após a soltura.	118
Figura 35 - Respirômetro modelo Beluga S32c, do tipo aberto e semi-contínuo.	120
Figura 36 - Reator utilizado nos testes respirométricos, (a) reator e haste para mistura, (b) sistema montado para realização do teste. (c) aparato montado para testes simultâneos.	121
Figura 37 - Esquema operacional para geração de testes respirométricos.	122
Figura 38 - Exemplo de curva para cálculo da Constante de Meia Saturação (K_n)....	125
Figura 39 - Exemplificação de cálculo de área para validação do teste.	126
Figura 40 - Composição histórica da COV nos processos LAI e LAC.	132
Figura 41 - Séries Temporais da variável ST.	134
Figura 42 - Diagrama Box-Whiskers da variável ST.	135
Figura 43 - Séries Temporais da variável SST.	138
Figura 44 - Diagrama Box-Whiskers da variável SST.	139
Figura 45 - Concentração de SSV nos efluentes ao longo das três etapas.	140
Figura 46 - Série histórica da variável SSV dos lodos do Tanque de Aeração.	142
Figura 47 - Série histórica da variável SSV dos lodos da linha de Retorno.	142
Figura 48 - Diagrama Box-Whiskers da variável SSV dos lodos do Tanque de Aeração.	143
Figura 49 - Diagrama Box-Whiskers da variável SSV dos lodos da linha de retorno.	144
Figura 50 - Série histórica dos valores de SSV referentes à biomassa aderida.	146
Figura 51 - Densidade populacional referente à biomassa presente na piloto LAC. ..	150
Figura 52 - Densidade populacional referente à biomassa em suspensão presente na piloto LAI.	151
Figura 53 - Densidade populacional referente à biomassa aderida presente na piloto LAI.	152
Figura 54 - Densidade populacional referente à biomassa total presente na piloto LAI.	153
Figura 55 - Valor absoluto da densidade populacional referente à microfauna.	155
Figura 56 - Microfotografia dos lodos – Biomassa em suspensão da piloto LAC (aumento de 100x).	156
Figura 57 - Microfotografia dos lodos – Biomassa em suspensão da piloto LAI (aumento de 100x).	157
Figura 58 - Carga Orgânica Superficial estimada por área de biofilme.	158
Figura 59 - Taxa de Aplicação Superficial de Amônia estimada por área de biofilme.	159
Figura 60 - Relação entre a Taxa de nitrificação e de aplicação de amônia por área do biofilme.	159
Figura 61 - Monitoramento da temperatura ao longo do estudo nas pilotos LAC e LAI.	160
Figura 62 - Monitoramento da variável pH ao longo do estudo.	161

Figura 63 - Monitoramento da concentração de OD ao longo do estudo.....	161
Figura 64 - Séries Temporais da variável DBO total.	164
Figura 65 - Diagrama Box-Whiskers da eficiência de remoção DBO total.	165
Figura 66 - Diagrama Box-Whiskers da DBO solúvel.....	166
Figura 67 - Correlação entre as variáveis DBO total; DBO solúvel e SSV do efluente da piloto LAC.	167
Figura 68 - Correlação entre as variáveis DBO total; DBO solúvel e SSV do efluente da piloto LAI.	167
Figura 69 - Correlação da COV proveniente do lixiviado com a eficiência de remoção de DBO.	169
Figura 70 - Séries Temporais da variável DQO total.	171
Figura 71 - Diagrama Box-Whiskers da variável DQO total.	172
Figura 72 - Série histórica da relação $DBO_{total}.DQO_{total}^{-1}$	173
Figura 73 - Diagrama Box-Whiskers da variável DQO solúvel.....	174
Figura 74 - Séries Temporais da variável COD.	177
Figura 75 - Diagrama Box-Whiskers da variável COD.	178
Figura 76 - Série histórica de variáveis indicadoras de matéria orgânica – Piloto LAC.	179
Figura 77 - Série histórica de variáveis indicadoras de matéria orgânica – Piloto LAI.	180
Figura 78 - Séries Temporais da concentração de NTK.	184
Figura 79 - Diagrama Box-Whiskers da eficiência de remoção de NTK.....	185
Figura 80 - Correlação entre as variáveis nitrogênio orgânico e SSV do efluente do processo LAC.	186
Figura 81 - Correlação entre as variáveis nitrogênio orgânico e SSV do efluente do processo LAI.	186
Figura 82 - Séries Temporais da concentração de NH_4^+ nos efluentes dos processos.	189
Figura 83 - Diagrama Box-Whiskers da eficiência de remoção de NH_4^+	190
Figura 84 - Concentração de amônia convertida ao longo do estudo.....	191
Figura 85 - Taxas de nitrificação obtidas ao longo do estudo.	192
Figura 86 - Correlação entre amônia convertida e SSV presentes no tanque de aeração do processo LAC.	193
Figura 87 - Correlação entre amônia convertida e SSV presentes no tanque de aeração do processo LAI.	193
Figura 88 - Série histórica da concentração de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAC.	195
Figura 89 - Série histórica da concentração de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAI.	195
Figura 90 - Capacidade de desnitrificação do processo LAC.	196
Figura 91 - Capacidade de desnitrificação do processo LAI.....	196
Figura 92 - Variação da alcalinidade Teórica e Experimental.	199
Figura 93 - Exemplo de Respirograma para determinação de constantes cinéticas das bactérias heterotróficas.	201
Figura 94 - Correlação entre eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ e μ_{max}	203

Figura 95 - Exemplo de Respirograma para determinação de constantes cinéticas das bactérias autotróficas.	205
Figura 96 - Correlação entre eficiência de remoção de NTK e $\mu_{\max}$	207

LISTA DE SÍMBOLOS

μ_m : Taxa específica de crescimento (d^{-1})

$\mu_{m\acute{a}x}$: Taxa específica máxima de crescimento (d^{-1})

μ_{mT} : Taxa de crescimento máximo das bactérias a uma temperatura T (d^{-1})

a: Recirculação de liquor misto

ANAMMOX: Anaerobic Ammonium Oxidation

AT: Amplitude total

b_h : Decaimento de bactérias heterotróficas (d^{-1})

b_n : Constante de decaimento para as bactérias autotróficas nitrificantes (d^{-1})

B_n : Balanço de massa de material nitrogenado

B_o : Balanço de massa de material orgânico

CEO: Concentração de Efeito Observado

CENO: Concentração Efetiva Média (CE_{50})

Cr: Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade de DQO

CRUSP: Conjunto residencial da Universidade de São Paulo

CTH: Centro Tecnológico de Hidráulica - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

CV: Coeficiente de variação

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mg.L^{-1}$)

D_{ec} : Decantador

D_p : Capacidade de desnitrificação com material orgânico particulado ($mgN.d^{-1}$)

DP: Desvio Padrão

DQO: Demanda Química de Oxigênio ($mg.L^{-1}$)

D_s : Capacidade de desnitrificação com material orgânico solúvel ($mgN.d^{-1}$)

D_t : Capacidade de desnitrificação total de um sistema de lodo ativado

dX_n/dt_c : Taxa de crescimento das bactérias nitrificantes ($mgSSV.L^{-1}.d^{-1}$)

dX_n/dt_d : Taxa de decaimento das bactérias nitrificantes ($mgSSV.L^{-1}.d^{-1}$)

dX_n/dt_e : Taxa de descarga de lodo de excesso ($mgSSV.L^{-1}.d^{-1}$)

Efluente: Esgoto efluente após tratamento no sistema de lodo ativado

ETE: Estação de tratamento de esgoto

f aeróbia: Fração aeróbia dos sistemas de lodo ativado operados

f: Fração de lodo orgânico decaído como resíduo endógeno

f_b : Fração biodegradável de esgoto
 f_{bp} : Fração biodegradável particulada de esgoto
 f_{bs} : Fração biodegradável solúvel de esgoto
 f_{cv} : Produção de massa bacteriana ($gSSV^{-1}.gDQO^{-1}$)
 f_n : Fração de nitrogênio total Kjeldahl em lodo volátil
 f_{up} : Fração de DQO não biodegradável particulada
 f_{us} : Fração de DQO não biodegradável solúvel
 IFAS: Integrated Fixed-Film Activated Sludge
 IVL: Índice volumétrico de lodo
 K_d : Constante de desnitrificação
 K_{ia} : Constante de transferência de oxigênio
 K_n : Constante de meia saturação bactérias autotróficas ($mgN.L^{-1}$)
 K_o : Constante de meia saturação de oxigênio ($mg.L^{-1}$)
 K_H : Constante de meia saturação bactérias heterotróficas ($mgN.L^{-1}$)
 K_S : Constante de meia saturação de substrato ($mgS.L^{-1}$)
 LAC: Lodo Ativado Convencional
 LAI: Lodo Ativado Integrado
 MBBR: Moving Bed Biofilm Reactors
 MMA: Ministério do Meio Ambiente
 MN_{ae} : Fluxo de nitrogênio amoniacal efluente ($mgN.d^{-1}$)
 MN_C : Fluxo da concentração de amônia nitrificada ($gN.d^{-1}$)
 MN_d : Fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação ($mgN.d^{-1}$)
 MN_i : Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl no lodo ($mgN.d^{-1}$)
 MN_{na} : Fluxo de nitrato afluente ($mgN.d^{-1}$)
 MN_{oe} : Fluxo de nitrogênio orgânico efluente ($mgN.d^{-1}$)
 MN_{ta} : Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl afluente ($mgN.d^{-1}$)
 MN_{te} : Fluxo de nitrogênio total Kjeldahl efluente ($mgN.d^{-1}$)
 MO: Matéria orgânica
 M_{oc} : Consumo de oxigênio para oxidação de material orgânico ($mgO.d^{-1}$)
 M_{oeq} : Oxigênio equivalente recuperado através da desnitrificação ($mgO.d^{-1}$)
 M_{on} : Consumo de oxigênio para nitrificação ($mgO.d^{-1}$)
 M_{ot} : Consumo total de oxigênio no reator aeróbio ($mgO.d^{-1}$)
 mS_o : Fração de DQO afluente oxidada no sistema ($mgDQO.d^{-1}$)

MS_{ta} : Fluxo de DQO afluente ($mgDQO.d^{-1}$)
 mS_{te} : Fração de DQO detectada no efluente ($mgDQO.d^{-1}$)
 mS_{XV} : Fração de DQO afluente descarregada no lodo de excesso ($mgDQO.d^{-1}$)
 MX_t : Massa de lodo colocado no cilindro para teste de sedimentabilidade
 mX_v : Produção de lodo ($mgSSV^{-1}.mgDQO^{-1}$)
N: Nitrogênio
 N_a : Concentração de amônia ($mgN.L^{-1}$)
 N_{aa} : Concentração de nitrogênio amoniacal afluente ($mgN.L^{-1}$)
 N_{ae} : Concentração de nitrogênio amoniacal efluente ($mgN.L^{-1}$)
 N_C : Concentração de amônia nitrificada ($mgN.L^{-1}$)
 N_D : Não detectado pelo método padrão utilizado
NDS: Nitrificação e desnitrificação simultânea
 NH_3 : Gás amoníaco ($mgN.L^{-1}$)
 NH_4^+ : Íon amônio ($mgN.L^{-1}$)
 N_I : Concentração de NTK para a produção de lodo de excesso ($mgN.L^{-1}$)
 N_{na} : Concentração de nitrogênio nitrato afluente ($mgN.L^{-1}$)
 N_{ne} : Concentração de nitrato no efluente ($mgN.L^{-1}$)
 $N-NO_2^-$: Nitrito ($mgN.L^{-1}$)
 $N-NO_3^-$: Nitrato ($mgN.L^{-1}$)
 N_o : Material nitrogenado inicial referente a recirculações ($mgN.L^{-1}$)
 N_{oa} : Concentração de nitrogênio orgânico afluente ($mgN.L^{-1}$)
 N_{oe} : Concentração de nitrogênio orgânico efluente ($mgN.L^{-1}$)
N-Orgânico: Nitrogênio Orgânico ($mgN.L^{-1}$)
 N_{ta} : Concentração de NTK afluente ($mgN.L^{-1}$)
 N_{te} : Concentração de NTK efluente ($mgN.L^{-1}$)
NTK: Concentração de nitrogênio total Kjeldahl ($mgN.L^{-1}$)
OD: Concentração de oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)
 $OD_{máx}$: Valor de oxigênio dissolvido de referência superior ($mg.L^{-1}$)
 OD_{min} : Valor de oxigênio dissolvido de referência inferior ($mg.L^{-1}$)
OLAND: Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification
pH: Potencial hidrogeniônico
PROSAB: Programa de Saneamento Básico
q: Volume de liquor misto a ser descartado ($L.d^{-1}$)
 Q_a : Vazão afluente ($L.d^{-1}$)

Q_e : Vazão efluente ($L.d^{-1}$)

Q_{ra} : Vazão de recirculação “a” ($L.d^{-1}$)

r: Taxa de recirculação de liquor misto

RBS: Reator em bateladas sequenciais

r_d : Taxa de desnitrificação

r_{dp} : Taxa de desnitrificação para material lentamente biodegradável

r_{ds} : Taxa de desnitrificação para material rapidamente biodegradável

R_h : Tempo de permanência do líquido (d^{-1})

$r_{m\acute{a}x}$: Taxa de utilização máxima material carbonáceo ($mgDQO.mgX_a^{-1}.d^{-1}$)

$r_{n.m\acute{a}x}$: Taxa de utilização máxima de amônia, nitrito ou nitrato

R_s : Idade de lodo (d^{-1})

R_{sm} : Idade de lodo mínima para que ocorra nitrificação

r_{us} : Taxa de utilização de material rapidamente biodegradável

S: Concentração de substrato ($mg.L^{-1}$)

S32c: Software do respirômetro Beluga

S_{ba} : DQO biodegradável afluyente ($mg.L^{-1}$)

S_{bpa} : DQO biodegradável particulada afluyente ($mg.L^{-1}$)

S_{bsa} : DQO biodegradável solúvel afluyente ($mg.L^{-1}$)

SBR: Lodo Ativado em Bateladas Sequenciais

SHARON: Single-reactor High-activity Ammonium Removal Over Nitrite

SS: Sólidos suspensos ($mg.L^{-1}$)

SSF: Sólidos suspensos fixos ($mg.L^{-1}$)

SST: Sólidos suspensos totais ($mg.L^{-1}$)

SSV: Sólidos suspensos voláteis ($mg.L^{-1}$)

S_{ta} : DQO afluyente ($mg.L^{-1}$)

S_{te} : DQO efluente ($mg.L^{-1}$)

S_{ua} : DQO não biodegradável afluyente ($mg.L^{-1}$)

S_{upa} : DQO não biodegradável particulada afluyente ($mg.L^{-1}$)

S_{usa} : DQO não biodegradável solúvel afluyente ($mg.L^{-1}$)

T: Temperatura ($^{\circ}C$)

TCO “in loco”: Taxa de consumo de oxigênio real do sistema ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO: Taxa de consumo de oxigênio ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{end} : Taxa de Consumo de Oxigênio endógena ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{eq} : Taxa de consumo de oxigênio equivalente ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{exo} : Taxa de consumo de oxigênio exógena ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCO_{exo.máx}$: Taxa de consumo de oxigênio exógena máxima ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_n : TCO total devido à nitrificação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

$TCO_{n.máxima}$: TCO total devido à nitrificação máxima ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TCO_{total} : Taxa de consumo de oxigênio total ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)

TDH: Tempo de detenção hidráulica (h)

UCT: University of Cape Town

USP: Universidade de São Paulo

UT Unidde de Toxicidade

V_r : Volume do reator (L^{-1})

V_T : Volume total (L^{-1})

V_U : Volume útil (L^{-1})

X : Concentração ativa das bactérias ($mgX.L^{-1}$)

X_a : Concentração ativa das bactérias heterotróficas ($mgX_a.L^{-1}$)

X_e : Concentração de resíduo endógeno ($mg.L^{-1}$)

X_F : Concentração de sólidos fixos ($mg.L^{-1}$)

X_i : Concentração de resíduo inerte ($mg.L^{-1}$)

X_n : Concentração ativa de bactérias nitrificantes ($mgX_n.L^{-1}$)

X_t : Concentração de lodo ($gSTS.L^{-1}$)

X_V : Concentração de sólidos voláteis ($mg.L^{-1}$)

Y_n : Coeficiente de rendimento das bactérias autotróficas ($mgN.L^{-1}.d^{-1}$)

θ : Coeficiente de dependência da temperatura - Arrhenius

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	25
2. OBJETIVOS	27
2.1. Objetivo Geral.....	27
2.2. Objetivos Específicos	27
3. REVISÃO DE LITERATURA	28
3.1. Caracterização e Tratabilidade do Esgoto Sanitário	28
3.1.1. Características dos Esgotos Sanitários.....	28
3.1.2. Tratamento de Esgoto Sanitário.....	29
3.1.2.1. Lodos Ativados	30
3.1.2.1.1. Cinética da Remoção de Compostos Orgânicos no Processo de Lodos Ativados	35
3.1.2.1.2. Remoção de Compostos Nitrogenados	39
3.1.2.1.2.1. Fundamentos da Nitrificação e Desnitrificação	39
3.1.2.1.2.2. Cinética da Nitrificação.	47
3.1.2.1.2.3. Variação da Alcalinidade nos Processos de Amonificação, Nitrificação e Desnitrificação.	53
3.1.2.1.2.4.. Balanço de Massa do Material Nitrogenado	55
3.1.2.2. Processos MBBR/IFAS	57
3.1.2.2.1. Biomídias	65
3.1.2.2.2. Aspectos da Remoção de Material Orgânico e Nitrogenado em Biofilmes.	68
3.2. Caracterização e Tratabilidade de Lixiviado de Aterro Sanitário.....	70
3.2.1. Aterros Sanitários	70
3.2.1.1. Fatores que Influenciam o Processo de Decomposição da Matéria Orgânica em Aterros Sanitários.....	75
3.2.2. Caracterização de Lixiviado de Aterro Sanitário.....	77
3.2.2.1. Toxicidade de Lixiviado de Aterro Sanitário	82
3.2.2.1.1. Conceito de Toxicidade	83
3.2.2.1.2. Toxicidade Aguda.....	84
3.2.2.1.3. Toxicidade Crônica.....	85
3.2.2.1.4. Organismos Testes	86
3.2.2.1.5. Teste de Toxicidade Aguda Utilizando <i>Vibrio fischeri</i>	87

3.2.2.1.6. Teste de Toxicidade Aguda Utilizando <i>Daphnia similis</i>	88
3.2.3. Alternativas de Tratamento para Lixiviado de Aterro Sanitário.....	89
3.2.3.1. Processos Físico-Químicos – Coagulação/Floculação	90
3.2.3.2. Precipitação Química – Geração de Estruvita	91
3.2.3.3. Adsorção em Carvão Ativado.....	92
3.2.3.4. Tratamento Biológico	93
3.3. Co-Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Sanitário.....	97
4. MATERIAIS E MÉTODOS	101
4.1. Instalação e Configuração das Unidades Experimentais.	101
4.2. Descrição das Unidades de Tratamento em Escala Piloto	107
4.2.1. Tratamento Primário	107
4.2.2. Tratamento Bilógico	107
4.3. Lixiviado de Aterro Sanitário Utilizado na Pesquisa.....	109
4.4. Delineamento Experimental	111
4.5. Sistema de Monitoramento	114
4.5.1. Monitoramento das Características do Afluente e Efluentes	114
4.5.2. Monitoramento das Características dos Lodos dos Reatores Biológicos	115
4.5.3. Caracterização da Biomassa Aderida.....	116
4.5.4. Respirometria.....	118
4.5.4.1. Testes Respirométricos para Determinação da Atividade de Bactérias Autotróficas (Nitrificação).....	122
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	126
5.1. Caracterização do Afluente às Pilotos	127
5.2. Condições Operacionais	129
5.2.1. Variáveis de Entrada.....	129
5.2.2. Variáveis de Controle	131
5.3. Resultados Referentes à Série de Sólidos	133
5.4. Caracterização da Biomassa dos Reatores	141
5.4.1. Caracterização da Biomassa em Suspensão.....	141
5.4.2. Caracterização Quantitativa da Biomassa Aderida.....	145
5.4.3. Caracterização Qualitativa da Microfauna Biomassa Aderida e em Suspensão.	148
5.4.4. Verificação das Cargas Aplicadas à Biomassa Aderida	158
5.5. Monitoramento dos Processos Mediante o Uso de Sensores.....	160

5.6. Remoção de Matéria Orgânica.....	162
5.6.1. Resultados Relativos à Remoção de Matéria Orgânica	162
5.6.2. Balanço de Massa do Material Orgânico.....	181
5.7. Remoção de Compostos Nitrogenados.....	182
5.7.1. Avaliação da Remoção de Compostos Nitrogenados	182
5.7.1.1. Resultados Referentes a Remoção de NTK	182
5.7.1.2. Resultados Referentes à Remoção de Nitrogênio Amoniacal	187
5.7.1.3. Resultados Referentes aos Processos de Nitrificação e Desnitrificação.....	191
5.7.1.3.1 Nitrificação	191
5.7.1.3.2. Desnitrificação	194
5.7.1.3.3. Variação da Alcalinidade nas Etapas de Nitrificação e Desnitrificação...	197
5.7.1.4. Balanço de Massa do Material Nitrogenado	200
5.8 Testes Respirométricos	201
5.8.1 Atividade Metabólica das Bactérias Heterotróficas.....	201
5.8.2 Atividade Metabólica das Bactérias Autotróficas.....	204
5.8.2.1. Verificação do Balanço de Massa para Validação do Teste Respirométrico	204
5.8.2.2. Determinação das Constantes Cinéticas das Bactérias Autotróficas – Nitritantes.....	205
5.8.2.3. Determinação das Constantes Cinéticas das Bactérias Autotróficas – Nitratantes	209
5.9. Monitoramento da Toxicidade.....	210
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	212
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	214

1. INTRODUÇÃO

O saneamento básico municipal deve ser planejado de forma integrada, envolvendo ações que ultrapassam os limites individuais dos sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário ou de limpeza pública. O tratamento de esgoto deve ser concebido de forma a atender não só aos padrões de emissão e de qualidade do corpo receptor, mas tendo também como referência o encaminhamento dos subprodutos gerados. As etapas de tratamento do lodo devem ser definidas com base nas alternativas disponíveis para a utilização ou disposição final. Vários processos de tratamento, aproveitamento ou destinação dos lodos das estações podem ser aplicados conjuntamente com os resíduos sólidos urbanos, como são os casos da co-disposição em aterros sanitários ou incineração. Por outro lado, os aterros produzem líquidos lixiviados de elevada concentração de matéria orgânica e nitrogênio, além de elementos e compostos resistentes ou inibidores da degradação biológica. A sua tratabilidade tem-se demonstrado complexa, quando submetido a tratamento individualmente. Uma alternativa muitas vezes utilizada é o seu encaminhamento ao sistema de esgoto, a fim de promover um tratamento conjunto.

Em grandes centros urbanos como a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), ações que integram o sistema de saneamento têm-se demonstrado necessárias. O envio dos líquidos percolados dos aterros sanitários às estações de tratamento de esgoto poderá continuar sendo a alternativa mais viável, mesmo que ainda não se conheça a fundo todos os efeitos que possam ocorrer nas unidades de tratamento. Porém, os avanços tecnológicos na área de saneamento, e a evolução da legislação federal, que prevê a futura retomada do padrão de emissão para nitrogênio amoniacal, temporariamente suspenso, fazem com que seja necessária uma avaliação mais pormenorizada e atualizada das cargas admissíveis de lixiviado de aterro e seus efeitos sobre as estações de tratamento de esgoto. O processo de lodo ativado é utilizado em larga escala na RMSP e outros grandes centros urbanos. A transformação dos tanques de aeração em reatores híbridos, com biomassa em suspensão e aderida, pode ser feita pela introdução de corpos móveis (biomédias), constituindo uma alternativa promissora para ampliar a capacidade de sistemas de lodo ativado na remoção de carga orgânica e, principalmente, de nitrogênio.

Há que se destacar que, embora enviar o percolato de aterro para o sistema de esgoto sanitário possa ser uma alternativa viável, há limites práticos para que não ocorram efeitos negativos sobre o tratamento. O processo de lodo ativado, particularmente, possui determinada capacidade para receber tal contribuição ao sistema que, caso venha a ser ultrapassada, poderá haver comprometimento do equilíbrio da floculação biológica do lodo e também da nitrificação do esgoto. A tecnologia dos sistemas MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactors*) na sua concepção híbrida IFAS (*Integrated Fixed-film Activated Sludge*) pode ser considerado portadora de potencialidades para ser explorada nestas situações, dado suas características permitirem uma capacidade maior de tratamento em função da presença de biomassa aderidas a seus elementos plásticos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O objetivo geral do estudo é avaliar a viabilidade do emprego de um processo de lodo ativado convencional e outro híbrido, sob a forma de IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*), para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário recebendo lixiviado de aterro sanitário.

2.2. Objetivos Específicos

Como objetivos específicos apresentam-se:

- Identificar as quantidades de lixiviado de aterro sanitário que podem ser adicionadas ao esgoto sanitário, sem que ocorram prejuízos para a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio em sistema de lodo ativado operando na forma convencional e como reator híbrido do tipo IFAS;
- Observar o efeito da adição de lixiviado de aterro sanitário sobre a cinética do crescimento biológico e utilização do substrato em sistema de lodo ativado operando na forma convencional e como reator híbrido do tipo IFAS;
- Avaliar a toxicidade aguda do lixiviado de aterro sanitário e do esgoto sanitário recebendo esses resíduos, antes e após o tratamento em sistema de lodo ativado operando na forma convencional e como IFAS.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Caracterização e Tratabilidade do Esgoto Sanitário

Esgotos Sanitários representam um grande potencial poluidor para o meio ambiente, seu lançamento direto em corpos receptores acarretará em uma série de problemas, tais como: processo de eutrofização em função do excesso de compostos com nitrogênio e fósforo; aumento na demanda por oxigênio dissolvido, que acaba por comprometer a manutenção da vida aquática; introdução de compostos tóxicos, tais como metais pesados, solventes etc..., os quais se acumularão nas cadeias alimentares; entre outros.

Estima-se que no Brasil, boa parte de todo o esgoto sanitário gerado é lançado diretamente em rios, lagos, mananciais ou no mar; observando a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), uma das mais ricas do país, a situação é análoga, causando não só o comprometimento da vida aquática, mas com reflexos diretos e significativos na qualidade de vida da população, seja pela contaminação de manancias de água potável ou através da veiculação hídrica de doenças. Tratar esse resíduo antes do seu lançamento é, acima de tudo, uma questão de Saúde Pública.

3.1.1. Características dos Esgotos Sanitários

Os esgotos sanitários variam no espaço, em função de diversas variáveis desde o clima até hábitos culturais. Por outro lado, variam também ao longo do tempo, o que torna complexa sua caracterização. METCALF & EDDY (2014) classificam os esgotos em concentrado, médio e diluído, conforme as características apresentadas na Tabela 1:

Tabela 1: Características físico-químicas dos esgotos

Característica	Concentrado	Médio	Diluído
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	400	220	110
DQO (mg.L ⁻¹)	1.000	500	250
Carbono Org. Total (mg.L ⁻¹)	290	160	80
Nitrogênio total – NTK (mg.L ⁻¹)	85	40	20
Nitrogênio Orgânico (mg.L ⁻¹)	35	15	08
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	50	25	12
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	15	08	04
Fósforo Orgânico (mg.L ⁻¹)	05	03	01
Fósforo Inorgânico (mg.L ⁻¹)	10	05	03
Cloreto (mg.L ⁻¹)	100	50	30
Sulfato (mg.L ⁻¹)	50	30	20
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	150	100	50
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	1.200	720	350
Sólidos Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	850	500	250
Sólidos em Suspensão Totais (mg.L ⁻¹)	350	220	100
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	20	10	05

Extraído de: Metcalf & Eddy (2014)

Os esgotos sanitários possuem excesso de nitrogênio e fósforo. Isto faz com que, ao serem submetido a tratamento biológico, haverá incorporação desses macronutrientes nas células que tomam parte do sistema, mas o excesso deverá ser ainda grande. Esta é uma importante preocupação em termos de tratamento de esgotos, exigindo tratamento avançado quando se tem lançamento em situações mais restritivas, sobretudo em represas utilizadas para o abastecimento público de água potável, onde o problema da eutrofização poderá ter consequências drásticas.

3.1.2. Tratamento de Esgoto Sanitário

O tratamento de esgoto sanitário é desenvolvido, essencialmente, por processos biológicos, associados a operações físicas de concentração e separação de sólidos. Processos físico-químicos, como os a base de coagulação e floculação, normalmente

não são empregados por resultarem em maiores custos operacional e menor eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável. Porém, em algumas situações, notadamente quando se tem condições bastante restritivas para as descargas de fósforo, o tratamento físico-químico pode ser aplicado isoladamente ou, principalmente, associado aos processos biológicos.

A seguir serão detalhados os processos de tratamento biológicos empregados nesse trabalho.

3.1.2.1. Lodos Ativados

O processo de lodos ativados se desenvolve em substrato complexo e com reciclagem de células. O esgoto sanitário após tratamento preliminar é encaminhado ao tanque de aeração onde uma massa de microrganismos é responsável pela degradação da matéria orgânica complexa presente nesse despejo.

Podem-se conceber duas formas de operação: um modo de fluxo contínuo e outra em sistema de bateladas sequenciais (SBR).

O sistema SBR é composto, em geral, por quatro etapas, ou ciclos de operação: enchimento, reação, sedimentação e descarte do efluente tratado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; JORDÃO e PESSOA, 2005). Tal configuração é ideal para o processo de nitrificação-desnitrificação, uma vez que proporciona um regime de operação compatível com a nitrificação e a oxidação da matéria orgânica de forma simultânea (RENOU et al., 2007).

O mecanismo de depuração do processo de lodos ativados depende, basicamente, da atividade metabólica dos microrganismos que utilizam o resíduo orgânico como substrato durante a respiração aeróbia (Figura 1), e como material para síntese celular. Como resultado, a matéria orgânica é oxidada a compostos sem valor energético, tais como gás carbônico, nitratos etc., e biomassa celular é formada (BITTON, 1994 apud VILLAS BOAS, 1999).

Figura 1 - - Microrganismos típicos de Lodos Ativados: (1) Colônia de Protozoários Penduculados; (2) Tardígrado; (3) Protozoário predador de floco; (4) Rotíferos.

(1)

(2)

(3)

(4)

De uma forma geral, as reações que ocorrem no interior dos tanques de aeração do processo de lodos ativados podem ser resumidas da seguinte forma:

- Remoção inicial de sólidos em suspensão e sólidos em estado coloidal por aglomeração física, floculação e por adsorção dentro do floco biológico. A fração orgânica é, então, biodegradada por processos biológicos aeróbios;
- Remoção adicional mais lenta da matéria orgânica solúvel pelas atividades microbianas, resultando, também, em produtos finais de baixa carga energética e no crescimento celular;

- Quando em condições ambientais adequadas (tempo de residência celular, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido etc...), ocorrerá processos de Nitrificação.

Dessa forma, o grupo de microrganismos presentes no lodo é um dos grandes responsáveis pelo êxito ou falência do tratamento biológico aeróbio empregado.

Tais microrganismos desempenham nos reatores biológicos o mesmo papel que desempenham no seu habitat natural, com a diferença de que as condições naturais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, substrato etc...) tornam-se variáveis passíveis de serem controladas, visando a criação de um ambiente propício aos objetivos que se quer atingir.

Dentro dos tanques, forma-se, então o floco biológico, uma estrutura heterogênea, formada por duas parcelas: o componente biológico, caracterizado pela diversidade de microrganismos presentes no lodo, e o não biológico, formado por partículas orgânicas e inorgânicas, bem como material inerte, todos oriundos da água residuária (JENKINS, RICHARD e DAIGGER, 1993). A Figura 2 ilustra os flocos biológicos formados no interior do tanque de aeração.

Segundo LA RIVIÈRE (1977) apud VON SPERLING (1996), o tamanho do floco é regulado pelo balanço entre as forças de coesão e a tensão de cisalhamento causada pela aeração superficial e agitação. BARBUSINSKI e KOSCIELNIAK (1995) relacionam o tamanho do floco, sua distribuição, densidade, porosidade, velocidade de sedimentação como parâmetros indicadores da eficiência do processo de floculação.

SEZGIN et al (1978) apud JENKINS, RICHARD e DAIGGER (1993), relata a existência de duas estruturas presentes no floco biológico:

- Microestrutura: formada exclusivamente por bactérias do tipo formadoras de floco, responsável pelos processos de adesão microbiana, agregação e biofloculação, em função da liberação de exopolímeros, denominados de glicocálix. É considerada a base do floco;

- Macroestrutura: formada por bactérias do tipo filamentosa, são consideradas a coluna dorsal do floco, exercendo a função de matriz estrutural, na qual as bactérias formadoras de floco se aderem.

Figura 2 - Microfotografia do Floco Biológico

Existem entre essas bactérias diferenças marcantes em relação à cinética de crescimento. CHUDOKA et al (1973) apud CENENS, SMETS e IMPE (2000) explicaram que há uma diferença entre as constantes de meia saturação (k_s) e valor máximo da taxa de crescimento específica (μ_{max}).

De acordo com o autor e sua equipe, aplicando-se o modelo de Monod, as bactérias filamentosas apresentam um baixo k_s e um baixo μ_{max} , portanto, um meio com baixa concentração de substrato é mais viável ao seu desenvolvimento, ao contrário do que ocorre com as bactérias formadoras de floco.

Dessa forma, manipulando-se a concentração de substrato é possível controlar o crescimento desses grupos de bactérias, de forma a obter um floco biológico de bom tamanho e consistência.

Segundo HORAN (1990) apud VON SPERLING (1996), é necessário um balanço entre a população de bactérias formadoras de floco e filamentosas para que a biomassa gerada tenha boas características de remoção de matéria orgânica e de sedimentabilidade.

Além da degradação de compostos orgânicos carbonáceos, em sistemas aeróbios de tratamento biológico do tipo lodos ativados, pode verificar-se, em determinadas

circunstâncias, a estabilização e/ou remoção de compostos nitrogenados, por meio da Nitrificação/Desnitrificação, o qual será detalhado mais adiante.

O processo de lodos ativados convencional é composto das seguintes etapas:

- Tratamento preliminar: gradeamento e desarenação;
- Decantadores primários;
- Tanques de aeração;
- Decantadores secundários;
- Adensadores de lodo;
- Digestores de lodo;
- Sistema de desidratação de lodo.

A Figura3 ilustra essas unidades operacionais presentes no processo de lodos ativados.

Figura 3 - Esquema de um Sistema Convencional de Lodos Ativados

3.1.2.1.1. Cinética da Remoção de Compostos Orgânicos no Processo de Lodos Ativados

O material orgânico presente no esgoto sanitário pode ser classificado, genericamente, em duas frações:

- Biodegradável: que pode ser metabolizado pelos microrganismos;
- Não biodegradável: que não é utilizado pelos microrganismos.

O material orgânico biodegradável pode ainda ser dividido em dissolvido, o qual é rapidamente utilizado, e particulado, que é lentamente utilizado pelos microrganismos.

A Figura 4 ilustra essa divisão da matéria orgânica no esgoto.

Figura 4 - Frações de material orgânico presente no esgoto

Nos sistemas de tratamento biológico aeróbio, o substrato orgânico biodegradável é metabolizado por bactérias heterotróficas por meio da respiração celular, gerando energia e síntese de novas células.

Dessa forma, em um sistema de lodos ativados, o lodo biológico é composto por duas frações (MARAIS e EKAMA, 1976 apud PORTO, 2007):

- Lodo ativo: representa a parcela de lodo biológico onde se encontram os microrganismos atuantes na degradação do material orgânico do afluente. Sua composição varia de acordo com a natureza da água residuária e das condições operacionais impostas ao sistema, tais como: idade do lodo, tempo de detenção

hidráulica etc.. (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A Concentração de lodo ativo (X_a) pode ser obtida tal qual descreve a Equação (1).

$$X_a = \frac{Y \cdot R_h \cdot S_{ta}}{(1 + b_h \cdot R_s) \cdot R_h} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

Y = coeficiente de rendimento das heterotróficas ($0,45 \text{ mg } X_a \cdot \text{mg DQO}^{-1}$);

S_{ta} = concentração de DQO no afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

b_h = constante de decaimento do lodo ativo ($\text{mg DQO} \cdot \text{mg SSV}^{-1}$);

R_s = Idade do lodo (d^{-1});

R_h = tempo de permanência do líquido (d^{-1}).

A constante b_h sofre influência da temperatura, portanto, deve ser corrigida usando o fator: $0,24 \cdot (1,04)^{t-20}$.

Ressalta-se que a variável X_a pode ser obtida, também, mediante o emprego da determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO), como descreve a Equação (2).

$$X_a = \frac{TCO_{end}}{[f_{cv} \cdot (1-f) \cdot b_h]} \quad \text{Equação (2)}$$

Sendo que:

TCO_{end} = taxa de consumo de oxigênio na fase endógena ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

f_{cv} = fator de conversão de DQO para material ativo heterotrófico ($1,5 \text{ mg DQO} \cdot \text{mg SSV}^{-1}$);

f = fração de lodo ativo que permanece como resíduo endógeno (adotado: 0,2).

- Lodo inativo: material orgânico não biodegradável formado pelo lodo inerte e resíduo endógeno.

A cinética de utilização do material orgânico presente no esgoto doméstico pode ser descrito pelo modelo proposto por Monod, onde se deduz que a taxa de utilização de substrato corresponde à velocidade com que os processos oxidativos e de síntese ocorrem em sistemas de lodos ativados.

De acordo com a equação de Monod (Equação 3), a constante μ representa o crescimento bruto dos microrganismos por unidade de tempo, tendo um comportamento

de primeira ordem em função do consumo de substrato; situações em que o substrato não é limitante, o valor de μ é igual à $\mu_{\max}$, ou seja, o microrganismo cresce na máxima taxa específica (METCAL & EDDY, 2004). A Equação (15) ilustra a cinética proposta por Monod.

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

μ = taxa de crescimento dos microrganismos (d^{-1});

$\mu_{\max}$ = taxa máxima de crescimento dos microrganismos (d^{-1});

S = concentração de substrato ($mg.L^{-1}$);

K_s = constante de meia saturação ($mg.L^{-1}$).

Partindo-se do pressuposto que o crescimento bacteriano ocorre em função da disponibilidade de material orgânico, e que quando a quantidade de substrato é máxima, de modo a não limitar o metabolismo dos microrganismos ($S \gg K_s$), pode-se considerar que a taxa de crescimento específica (μ_m) é igual ao valor da taxa específica máxima de crescimento ($\mu_{\max}$) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A Equação (4) descreve esse fenômeno.

$$\mu_{\max} = \frac{(Y * r_{\max})}{X_a} \quad \text{Equação (4)}$$

Sendo que:

Y = coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas ($0,45 mgX_a * mgDQO^{-1}$);

$r_{\max}$: taxa de utilização máxima do material carbonáceo ($mgDQO.mgX_a^{-1}.d^{-1}$).

A taxa de utilização máxima do material carbonáceo ($r_{\max}$) pode ser obtida mediante a determinação da taxa de utilização de oxigênio relativo à fase exógena, levando-se em conta que a DQO oxidada é equivalente a 1/3 dos compostos orgânicos presentes, como demonstra a Equação (5).

$$r_{\max} = 3 * \frac{TCO_{exo}}{X_a}$$

Equação (5)

Onde:

TCO_{exo} : taxa de consumo de oxigênio exógena ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

Na Tabela 2 são apresentados valores típicos das constantes cinéticas envolvidas na degradação de compostos orgânicos.

Tabela 2 - Valores de referência das constantes cinéticas de utilização de material orgânico

Constante	Valores	Referências
μ_m (d^{-1})	3,7	LAWRENCE <i>et al.</i> , (1970) <i>apud</i> BAILEY E OLLIS, (1977).
	2,4 - 7,2	HORAN (1990).
	1,5 - 5,0	METCALF e EDDY (2003)
$r_{\text{máx}}$ ($\text{mgDQO} \cdot \text{L}^{-1}$)	20	DOLD <i>et al.</i> , (1980) <i>apud</i> VAN HAANDEL (2006).
	5,0 - 40,0	METCALF e EDDY (2003)
K_s ($\text{mgDQO} \cdot \text{L}^{-1}$)	5	DOLD <i>et al.</i> , (1980) <i>apud</i> VAN HAANDEL (2006).
	1,0 - 5,0	METCALF E EDDY (2003)

Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; METCALF & EDDY, 2004 (adaptado).

3.1.2.1.1. Balanço de Massa dos Compostos Orgânicos

Em um processo de lodos ativados, uma fração do material orgânico presente no afluente (mS_{ta}), em termos de DQO, que entra no sistema será oxidada (mS_o), outra será transformada em lodo de excesso (mS_{xv}); e a fração restante será descarregada juntamente com o efluente (mS_{te}).

O balanço de massa dos compostos orgânicos (B_o), em termos de DQO, em um sistema de Lodos ativados pode ser obtido pela soma das frações envolvidas nas transformações ocorridas com esses compostos, e pode ser descrito pela Equação (6). Segundo VAN HAANDEL e MARAIS (1999), quando $B_o = 1$, o sistema está sob condições de carga orgânica constante, e que, portanto, os procedimentos analíticos são confiáveis.

$$B_o = \frac{(mS_{te} + mS_{xv} + mS_o)}{mS_{ta}} \quad \text{Equação (6)}$$

Onde:

mS_{ta} : fluxo de DQO afluente ($\text{mgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$)

mS_{te} : fluxo de DQO efluente ($\text{mgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$)

mS_{xv} : fluxo de DQO que sai no lodo de excesso ($\text{mgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$)

mS_o : fluxo de DQO oxidada ($\text{mgDQO} \cdot \text{d}^{-1}$)

Os fluxos dessas massas de DQO podem ser determinados pelas Equações de (7) a (9).

$$mS_{te} = \frac{S_{te}}{S_{ta}} \quad \text{Equação (7)}$$

$$mS_{xv} = \left(\frac{q}{Q_a} \right) * f_{cv} * \frac{X_v}{S_{ta}} \quad \text{Equação (8)}$$

$$mS_o = \left(\frac{V_r}{Q_a} \right) * \frac{TCO_c}{S_{ta}} \quad \text{Equação (9)}$$

Sendo que:

S_{te} = DQO efluente (mg.L^{-1});

S_{ta} = DQO afluente (mg.L^{-1});

q = Volume de liquor misto a ser descartado (L.d^{-1});

TCO_c = taxa de consumo de oxigênio referente ao consumo do material carbonáceo ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$).

3.1.2.1.2. Remoção de Compostos Nitrogenados

3.1.2.1.2.1. Fundamentos da Nitrificação e Desnitrificação

O nitrogênio orgânico proveniente do esgoto sanitário é transformado em nitrogênio amoniacal através da atividade de microrganismos heterotróficos, em um processo conhecido por Amonificação. A Equação (10) representa a estequiometria dessa reação.

SILVA FILHO (2009) comenta que esse processo pode ocorrer na própria rede coletora de esgoto, em sistemas com tratamento primário ou em reatores anaeróbios, nos quais boa parte dos compostos nitrogenados é convertida a NH_4^+ e NH_3 .

Nitrificação é o termo empregado para descrever o processo biológico de remoção de compostos nitrogenados desenvolvido em dois estágios, onde, primeiramente, a amônia (NH_4^+) é oxidada a nitrito (NO_2^-) e, em seguida, o nitrito formado é oxidado a nitrato (NO_3^-) (METCALF & EDDY, 2014).

Em estações de tratamento, o processo de amonificação é sempre uma etapa limitante da nitrificação, sendo que a principal fonte de nitrogênio orgânico é a ureia presente no esgoto sanitário (SILVA FILHO, 2009).

A necessidade da ocorrência do processo de nitrificação no tratamento de esgoto deve-se, sobretudo, aos seguintes fatores:

- Toxicidade da amônia à biota aquática;
- Consumo de OD no corpo d'água devido às reações do processo de nitrificação;
- Ocorrência de eutrofização;
- Toxicidade do nitrato relativa à metemoglobinemia e à possível formação de nitrosaminas, com conhecido efeito carcinogênico.

Durante o primeiro estágio da nitrificação, bactérias autotróficas principalmente do gênero *Nitrosomonas*, serão as responsáveis pela conversão da amônia a nitrito, sendo conhecidas como Bactérias que Oxidam Amônia – BOA; já no segundo estágio do processo, bactérias autotróficas do gênero *Nitrobacter*, transformaram o nitrito em nitrato, sendo conhecidas por Bactérias que Oxidam Nitrito – BON (DEZOTTI et al., 2011; SILVA FILHO, 2009; US. EPA, 2009; METCAL & EDDY, 2004).

As reações envolvidas nessas conversões estão descritas nas Equações de 11 a 13 (WEF MOP no.11, 2008).

- Geração de nitrito

- Geração de nitrato

- Reação global

Tanto o grupo de BOA como de BON são autotróficas e utilizam carbono inorgânico (CO_2) para síntese celular; são igualmente quimiolitotróficas uma vez que obtém energia para seus processos vitais através da energia liberada nas reações de oxidação dos compostos nitrogenados (METCAL & EDDY, 2014; WEF MOP no.11, 2008).

Em geral, a etapa de nitratação é mais rápida que a de nitritação, ocasionando um consumo quase imediato do nitrito formado, dessa forma, em sistemas sob condições estacionárias, a concentração desse íon será muito baixa (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A Figura 5 ilustra os processos oxidativos observados na nitrificação/desnitrificação.

Figura 5 - Variação do número de oxidação do nitrogênio durante a nitrificação

Extraído de: VAN HAANDEL e MARAIS, 1999.

Em ambos os estágios da nitrificação haverá o consumo de oxigênio, caracterizando o processo como aeróbio obrigatório.

Tendo como base a reação global descrita na Equação (13), estequiometricamente são necessários $4,57 \text{ gO}_2.\text{gN}^{-1}$ oxidado para se completar a processo, sendo que $3,43 \text{ gO}_2$ serão destinados ao primeiro estágio, e $1,14 \text{ gO}_2$, para o segundo estágio (US. EPA, 2009; METCALF & EDDY, 2014). Vários autores indicam a necessidade de manter a concentração de OD superior a $2 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ a fim de não comprometer a eficiência do processo (DEZOTTI, 2011; BUENO, 2011; da COSTA, 1999 apud CAMPOS, 2003;), contudo, pesquisas recentes com diferentes arranjos nos sistemas de Lodos ativados, confirmam que é possível obter eficientes taxas de nitrificação com concentrações de OD na faixa de $0,3$ a $0,8 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ (BUENO, 2011).

Segundo VAN HAANDEL e MARAIS (1999), o valor da concentração de OD no liquor misto, para manter um ambiente aeróbio no centro do floco, depende dos seguintes fatores: tamanho do floco, intensidade de agitação, temperatura e a taxa de consumo de oxigênio (TCO). Quando a concentração de OD diminui, este se torna um fator limitante para o crescimento das nitrificantes. A Equação (14) representa a expressão de Monod para essa relação:

$$\mu = \mu_{max} * \left[\frac{OD}{K_o + OD} \right] \quad \text{Equação (14)}$$

Onde:

OD = concentração de Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})

K_o = coeficiente de saturação para o oxigênio (mg.L^{-1}).

O pH do conteúdo do reator tem importante efeito sobre a taxa de nitrificação, sendo que os valores ótimos estão situados na faixa de pH de 7,2 a 8,0 (DOWNING, 1978 apud BUENO, 2011; METCALF & EDDY, 2004).

Durante a primeira etapa da nitrificação ocorre a formação do íon H^+ , o que pode produzir uma queda no pH do meio em função do consumo da alcalinidade disponível, podendo provocar inibição ou até mesmo interrupção total do processo (da COSTA, 1999 apud CAMPOS, 2003). A Figura 6 ilustra o comportamento da nitrificação em função da variação do pH.

Figura 6 - Influência do pH na taxa de nitrificação

Extraído de: Ferreira, 2000

De acordo com a Figura 6, valores abaixo de pH 7,2 tendem a afetar significativamente o μ_{max} das nitrificantes. Essa relação pode ser descrita pela Equação (15).

$$\mu_{max(pH)} = \mu_{max} [1 - 0,83(7,2 - pH)] \quad \text{Equação (15)}$$

Sendo que:

$\mu_{max(pH)}$ = taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes para um dado pH (d^{-1});

μ_{max} = taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes no pH 7,2 (d^{-1}).

Observando a reação global da nitrificação (Equação 14), a geração dos dois mols de H^+ causam, estequiometricamente, uma demanda de 1 mol de alcalinidade – expressa em termos de $CaCO_3$ – resultando na relação de 7,14 $gCaCO_3/gN-NH_4^+$ (WEF MOP no. 11, 2011; US. EPA, 2009; METCALF & EDDY, 2004).

De acordo com VAN HAANDEL e MARAIS (1999), quando o meio conta com uma alcalinidade total superior a 35 $mgCaCO_3.L^{-1}$, o pH não varia significativamente.

A reação de nitrificação pode ser reescrita levando-se em conta o consumo de alcalinidade, como demonstra a Equação (16).

A temperatura também terá uma grande influência no rendimento da nitrificação; de acordo com VON SPERLING (2002) apud BUENO (2011), para cada 7° C acrescidos na temperatura, a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes dobra e, em situação inversa, a queda de 7° C implica na redução da nitrificação pela metade.

O processo de nitrificação ocorre, preferencialmente, numa faixa de temperatura 25° C a 40° C, sendo que a temperatura ótima para as *Nitrossomonas* é de 35° C e de 35 a 42° C para as *Nitrobacter* (DEZOTTI et al., 2011; SILVA FILHO, 2009).

De acordo com DOWNING et al (1978), o efeito da temperatura sobre o μ_{max} pode ser descrito pela Equação (17).

$$\mu_{max}(T) = \mu_{max}(20°C) * \theta^{(T-20)} \quad \text{Equação (17)}$$

Onde:

μ_{max} = taxa de crescimento máxima a uma temperatura T (d^{-1});

θ = coeficiente de temperatura (coeficiente de Arrhenius);

T = temperatura (°C).

O valor da constante de Arrhenius (θ) referente ao μ_{max} das nitrificantes varia entre 1,11 e 1,13, o que corresponde a um aumento na taxa máxima de crescimento das bactérias nitrificantes de 11 a 13% por cada grau celsius de variação da temperatura (DERKS, 2007), contudo, diversos autores têm apontado o valor de 1,10 como razoável (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). A Tabela 3 reporta alguns valores para o coeficiente de temperatura.

Tabela 3 - Valores do coeficiente de Arrhenius (θ) em função da temperatura

θ	Intervalo (°C)	Referência
1,116	19-21	GUJER (1977)
1,123	15-20	DOWNING et al (1978)
1,123	14-20	EKAMA & MARAIS (1976)
1,13	30-30	LIJKELMA (1973)

Extraído de: VAN HAANDEL & MARIS (1999) – adaptado.

Com base nessas observações, pode-se dizer que para cada grama de amônia oxidada são necessários: 4,25 gO₂; 7,14g de alcalinidade; 0,08g de carbono inorgânico, o que resultara na formação de 0,16g de novas células (METCALF & EDDY, 2014).

As bactérias envolvidas no processo de nitrificação apresentam taxa de crescimento celular muito baixa, sobretudo, quando comparada com a de bactérias heterotróficas; em média, a taxa máxima de crescimento das bactérias nitrificantes pode ser de 10 a 20 vezes menores que das heterotróficas carbonáceas (DEZOTTI et al.,2011; US. EPA, 2009).

Como consequência dessa característica, em sistemas de tratamento do tipo lodos ativados, a Idade do lodo (Tempo de Retenção de Sólidos – TRS) é definido em função da taxa de crescimento das bactérias envolvidas na nitrificação (US. EPA, 2009). A Figura 7 ilustra a relação entre a remoção de compostos nitrogenados e o TRS.

Figura 7 - Relação entre taxa de nitrificação e TRS

Extraído de: FERREIRA, 2000.

As bactérias nitrificantes são sensíveis a uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo aproximadamente 10 vezes mais sensível que a biomassa heterotrófica carbonácea (JUIASTUTI et al.,2003 apud DEZOTTI et al.,2001; METCALF & EDDY, 2004).

Entre os principais fatores que exercem influência inibitória na taxa de nitrificação, estão: solventes orgânicos, metais pesados, alta salinidade, uma grande variedade de compostos orgânicos e, inclusive, a presença de amônia não-ionizada ou amônia livre (NH₃) e ácido nitroso, podem causar inibição do processo dependendo das condições de temperatura e pH do reator (DEZOTTI et al.,2011; METCAL & EDDY, 2004). A Tabela 4 apresenta alguns valores desses elementos com potencial inibitório.

Tabela 4 - Níveis inibitórios de amônia livre e ácido nitroso para o processo de nitrificação em pH 7 a 20° C.

Composto	Concentração inibitória
Amônia livre	10 mg.L ⁻¹ inibe <i>Nitrossomona</i>
	0,1 mg.L ⁻¹ inibe <i>Nitrobacter</i>
Ácido nitroso livre	0,22 mg.L ⁻¹ inibe Nitrificação

Extraído de: Ferreira, 2000 (adaptado).

No que concerne à desnitrificação, etapa subsequente à nitrificação na remoção biológica do nitrogênio, trata-se de um processo biológico no qual bactérias anaeróbias facultativas reduzem o nitrato ou nitrito a nitrogênio molecular (DEZOTTI et al., 2011).

A redução do íon nitrato gerado na nitrificação segue uma série de produtos intermediários, como: nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso até chegar ao nitrogênio molecular (US. EPA, 2010). A Equação (18) ilustra essa sequência.

Compostos orgânicos solúveis presentes no afluente são consumidos durante a desnitrificação, sendo que os microrganismos atuantes no processo usaram os íons nitrato ou nitrito como aceptores finais de elétrons, de forma que para que o fenômeno ocorra, faz-se necessário a existência de uma câmara com características anóxicas (US.EPA, 2010).

Em geral, estima-se que são necessários cerca de 4g de DBO afluente por grama de nitrato, para completar-se a reação (TCHOBANOGLOUS, 2003 apud US.EPA, 2009).

As reações de desnitrificação podem variar segundo o tipo de substrato introduzido na câmara anóxica, as reações representadas pelas Equações de (19) a (22) ilustram suas respectivas estequiometrias (US. EPA, 2010; METCAL & EDDY, 2004).

- Substrato: Esgoto sanitário.

- Substrato: Metanol.

- Substrato: Etanol.

- Substrato: Acetato.

Em todas essas reações, 1 mol de alcalinidade devido a hidroxilas será produzido por cada mol de nitrato consumido, gerando, em termos de CaCO_3 o equivalente a 3,57mg de alcalinidade por mgNO_3^- reduzido (US.EPA, 2010; METCALF & EDDY, 2004).

Como efeito da produção de alcalinidade e consequente diminuição do ácido carbônico, observa-se a tendência da desnitrificação reverter parcialmente os efeitos da nitrificação e, portanto, elevar o pH do tanque de aeração (FERREIRA, 2000).

Resumidamente, a Tabela 5 compara valores típicos para alguns parâmetros importantes nos processos de nitrificação e desnitrificação.

Tabela 5 - Comparação entre bactérias nitrificantes e desnitrificantes

Parâmetros	Nitrificação		Desnitrificação
	<i>Nitrossomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>	
Fonte de Carbono	Carbono inorgânico (CO ₂)	Carbono inorgânico (CO ₂)	Carbono orgânico
Formato da célula	Cocos	Bacilos	
Tamanho da célula	1,0 – 1,5µm	0,5 – 1,0µm	
Necessidade de O ₂	Aeróbio	Aeróbio	Anaeróbio facultativo
pH ótimo	5,8 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Tempo de crescimento	8 – 36h	12 – 60h	0,25 – 0,5h
Temperatura ótima	5 – 30° C	5 – 40° C	

Extraído de: WIESMANN et al (2007).

3.1.2.1.2.2. Cinética da Nitrificação.

Como demonstrado na seção anterior, o processo de nitrificação ocorre em duas etapas, contudo, diversos autores têm demonstrado que a etapa de nitritação é a mais importante, uma vez que a segunda, a nitratação, ocorre instantaneamente (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Segundo DOWNING et al (1978), é possível aplicar a equação de Monod para explicar o crescimento das bactérias nitrificantes.

De acordo com a equação de Monod (Equação 3), a constante μ representa o crescimento bruto dos microrganismos por unidade de tempo, tendo um comportamento de primeira ordem em função do consumo de substrato; situações em que o substrato não é limitante, o valor de μ é igual à $\mu_{\text{máx}}$, ou seja, o microrganismo cresce na máxima taxa específica (METCAL & EDDY, 2004).

Admitindo-se que o principal objetivo do tratamento de esgoto seja obter a eficiente remoção do substrato, os sistemas são operados com baixas taxas de aplicação de cargas

orgânicas, a fim de manter o crescimento da biomassa na fase estacionária. A Figura 8 ilustra o comportamento do crescimento microbiano e do uso do substrato e do tempo.

Figura 8 - Curva de crescimento microbiano e uso do substrato em função do tempo

Extraído: SILVA FILHO, 2009.

A afinidade dos microrganismos em relação a um dado substrato é indicado pela constante de meia saturação, K_s , a qual é obtida quando μ é igual à $\frac{1}{2} \mu_{\text{máx}}$. Desse modo que quanto maior o valor de K_s , menor será o $\mu_{\text{máx}}$ e a afinidade entre microrganismos com o substrato.

Assim, quando o sistema de tratamento opera em regime estacionário, pode-se admitir que a taxa de crescimento líquido das bactérias nitrificantes (resultante do crescimento bruto menos a taxa de decaimento) mantém-se invariável, sendo igual à taxa de descarga de lodo de excesso, como descreve a equação de DOWNING et al (1978). A Equação (23) apresenta sua formulação, e as Equações de 24 a 27, seus desdobramentos.

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_l = \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d + \left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e \quad \text{Equação (23)}$$

Onde:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = r_n Y_n = \mu X_n = \mu_{max} X_n \frac{N_a}{(N_a + K_s)} \quad \text{Equação (24)}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = -b_n X_n \quad \text{Equação (25)}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e = -\frac{X_n}{R_s} \quad \text{Equação (26)}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right) = 0 = \mu_{max} X_n \frac{N_a}{(N_a + K_n)} - b_n X_n - \frac{X_n}{R_s} \quad \text{Equação (27)}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_l = \text{taxa de crescimento de lodo autotrófico (mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}\text{);}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = \text{taxa de crescimento das bactérias nitrificantes (mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}\text{);}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = \text{taxa de decaimento das bactérias nitrificantes (mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}\text{);}$$

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_e = \text{taxa de descarga de lodo de excesso (mgSSV.L}^{-1}.\text{d}^{-1}\text{).}$$

Sendo que:

r_n = taxa de nitrificação (mgN.L⁻¹.d⁻¹);

μ = taxa específica de crescimento das autotróficas (d⁻¹);

μ_{max} = taxa específica máxima de crescimento das autotróficas (d⁻¹);

b_n = constante de decaimento das bactérias autotróficas (d⁻¹);

K_n = constante de meia saturação de Monod (mgN.L⁻¹);

Y_n = coeficiente de rendimento das autotróficas (mgN.L⁻¹.d⁻¹);

R_s = idade do lodo do sistema (d);

X_n = concentração de bactérias nitrificantes no reator (mg.L⁻¹).

Rearranjando a Equação (27), tem-se:

$$N_a = \frac{K_s \left(b_n + \frac{1}{R_s}\right)}{\left[\mu_{max} - \left(b_n + \frac{1}{R_s}\right)\right]} \quad \text{Equação (28)}$$

Com base nessa última equação é possível se determinar o valor da concentração residual de nitrogênio amoniacal (N_a), presente no conteúdo do tanque de aeração de um sistema de Lodos ativados, e, por conseguinte, também em seu efluente.

Admitindo-se que a concentração residual de amônia nunca será superior à concentração presente no afluente, o valor residual indicará a eficiência da nitrificação e dependerá das três constantes cinéticas: μ_{max} , K_s e b_n , além da variável de processo, a idade do lodo (R_s).

A idade do lodo, de acordo com VAN HAANDEL e MARAIS (1999), possui grande importância na cinética da nitrificação, geralmente adotada em torno de 10 dias para esgoto doméstico a uma temperatura de 25° C. Dessa forma, rearranjando as Equações de (24) a (27), levando-se em consideração que nas condições descritas a concentração de amônia disponível para nitrificação (N_p) é sempre muito maior que K_s , a razão K_s/N_p é $\ll 1$, e a Equação (29) determina a idade de lodo mínima (R_{sm}) para que ocorra a nitrificação:

$$R_{sm} = \frac{1}{(\mu_{max} - b_n)} \quad \text{Equação (29)}$$

As constantes cinéticas K_s , μ_{max} e b_n variam de acordo com as características da água residuária, sendo que o μ_{max} pode ser afetado pelas variáveis OD, pH e temperatura, como já abordado anteriormente.

Em relação ao μ_{max} , é possível determiná-lo quando se conhece a taxa de nitrificação (r_n), a concentração de bactérias nitrificantes (X_n) e a concentração amônia no reator (N_a). Assim, a partir da Equação (24) admitindo que $N_a \gg K_s$, tem-se que:

$$\mu_{max} = \frac{r_{nmax} Y_n}{X_n} \quad \text{Equação (30)}$$

Por sua vez, a taxa de nitrificação pode ser conhecida indiretamente através de variáveis diretamente afetadas pelo processo, tais como: concentração de amônia, nitrato, alcalinidade e taxa de consumo de oxigênio (TCO). Segundo DERKS (2007), a TCO pode ser determinada por métodos laboratoriais rápidos, simples e confiáveis como a Respirometria – a qual será tratada em seção adiante – podendo, assim, estimar a taxa de nitrificação como:

$$r_{n(NITRIT)} = \frac{TCO_N}{4,57} \quad \text{Equação (31)}$$

$$r_{n(NITRAT)} = \frac{TCO_N}{1,14} \quad \text{Equação (32)}$$

Onde:

TCO_N = TCO devido a nitrificação ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

$r_{n(NITRIT)}$ = taxa de nitrificação das bactérias nitritantes ($\text{mgNH}_4^+ \cdot \text{mgX}_n \cdot \text{d}^{-1}$);

$r_{n(NITRAT)}$ = taxa de nitrificação das bactérias nitratantes ($\text{mgNO}_2^- \cdot \text{mgX}_n \cdot \text{d}^{-1}$).

O emprego do valor 4,57 como denominador para o cálculo da taxa das nitrita doras (BOA) deve-se ao fato de que se pode considerar que não há acúmulo de nitrito e que, portanto, o valor global de consumo de OD por mol de substrato se refere à ação exclusiva dessas bactérias.

Diversas pesquisas foram feitas com o objetivo de se determinar experimentalmente as constantes cinéticas envolvidas no processo de nitrificação em sistemas de Lodos ativados. VAN HAANDEL & MARAIS (1999), estudando o assunto, chegaram às seguintes conclusões:

- A faixa de variação das constantes de decaimento (b) e de meia saturação (K_n) tem, relativamente, pouca importância sobre a nitrificação, sendo que, para efeitos práticos, podem-se adotar os valores de $b = 0,04 \text{ d}^{-1}$ e $K_n = 1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ambos corrigidos para a temperatura do ambiente, como descrito na Equação (17);
- A constante de crescimento máximo de nitrificantes ($\mu_{\max}$) exerce grande influência sobre a idade de lodo mínima para nitrificação, logo, deve ser determinada experimentalmente para cada água residuária, a fim de projetar corretamente o sistema de tratamento. Contudo, na impossibilidade de se obter a variável, pode-se adotar o valor de $\mu_{\max} = 0,4 \text{ d}^{-1}$, igualmente corrigido para temperatura ambiente;
- É fundamental a caracterização da água residuária a ser tratada, bem como o conhecimento das condições operacionais, tais como: temperatura, concentração

de OD, pH etc., uma vez que tais fatores têm grande influência sobre o valor de $\mu_{\max}$.

Nas Tabelas de 6 a 8, podem-se observar valores típicos para as constantes envolvidas no processo de nitrificação.

Tabela 6 - Valores de referência da constante de decaimento (b) de *Nitrossomonas*.

Constante de decaimento de <i>Nitrossomonas</i> (b_n)			
b_{nT} (d^{-1})	T ($^{\circ}C$)	b_{n20} (d^{-1})	Referência
0,0	20	0,0	DOWNING <i>et al.</i> , (1964)
0,0	15	0,0	DOWNING <i>et al.</i> , (1964)
0,0	10	0,0	GUJER (1979)
0,04	20	0,04	EKAMA & MARAIS (1976)
0,12	29	0,09	LIJKELMA (1973)
0,12	23	0,11	PODUSKA & ANDREWS (1974)

Extraído de: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999 (adptado)

Tabela 7 - Valores típicos para a constante de meia saturação (K_n) das *Nitrossomonas*

Constante de meia saturação de amônia para o crescimento de <i>Nitrossomonas</i> (K_n)			
K_{nT} ($mg.L^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	K_{n20} ($mg.L^{-1}$)	Referência
0,0	23	0,04	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,2	15	0,1	DOWNING <i>et al.</i> , (1964)
0,2	20	0,2	DOWNING <i>et al.</i> , (1964)
0,2	10	0,6	GUJER (1979)
0,5	14	1,0	EKAMA & MARAIS (1976)
1,0	20	1,0	EKAMA & MARAIS (1976)
1,0	20	1,0	LIJKELMA (1973)

Extraído de: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999 (adptado)

Tabela 8 - Valores típicos para a constante de crescimento máximo ($\mu_{\max}$) das *Nitrossomonas*

Constantes de crescimento específico máximo de <i>Nitrossomonas</i> (μ_m)			
μ_{mT} (d^{-1})	T ($^{\circ}C$)	μ_{m20} (d^{-1})	Referências
0,44	25	0,32	FUJII (2011)
0,27	26	0,14	MEDEIROS (2004)
0,23	27	0,10	GUIMARÃES (2003)
0,28	25	0,16	COURA (2002)
0,33	15	0,66	BARNARD (1991)
0,47	15	0,45	KAYSER (1991)
0,45	15	0,73	ECKENFELDER (1991)
0,53	25	0,26	SUTTON <i>et al.</i> , (1979)
0,40 - 0,50	14	0,80 - 1,00	GUJER (1977)
0,33 - 0,65	20	0,33 - 0,65	EKAMA & MARAIS (1976)

1,08 - 1,44	23	0,76 - 1,02	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,57	16	0,76	GUJER & JENKINS (1974)
0,50	20	0,50	LAWRENCE & BROWN (1973)
0,94	29	0,33	LIJKELMA (1973)
0,33	20	0,33	DOWNING <i>et al.</i> , (1964)

Extraído de: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999 (adaptado); FUJJI, 2011

3.1.2.1.2.3. Variação da Alcalinidade nos Processos de Amonificação, Nitrificação e Desnitrificação.

O efeito dos processos biológicos de conversão do nitrogênio sobre a alcalinidade pode ser descrito, em termos estequiométricos, usando as equações decorrentes de cada reação, dado que em cada uma, observa-se a produção ou consumo de íons H^+ por mol de substrato (VAN HAANDEL *et al.*, 2009); dessa forma, tem-se que:

- Amonificação: consumo de 1 mol de H^+ por mol de amônia produzida;
- Nitrificação: produção de 2 mols de H^+ por mol de nitrato formado;
- Desnitrificação: consumo de 1 mol de H^+ por mol de nitrato reduzido.

Sabe-se que 1 mol de H^+ equivale ao consumo de 1 mol de alcalinidade (50 gCaCO_3), logo, no processo de amonificação há uma produção de 50g de alcalinidade por mol de nitrogênio orgânico amonificado; no processo de nitrificação, há um consumo de 100g de CaCO_3 por mol de nitrato formado e, por fim, no processo de desnitrificação, há a produção de 50g de alcalinidade por mol de nitrato convertido a nitrogênio molecular. Tais variações podem ser descritas como segue:

$$\left(\frac{\Delta alc}{\Delta N}\right)_{am} = \frac{50}{14} = 3,57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot L^{-1} \quad \text{Equação (33.1)}$$

$$\left(\frac{\Delta alc}{\Delta N}\right)_n = -\frac{100}{14} = -7,14 \text{ mgCaCO}_3 \cdot L^{-1} \quad \text{Equação (33.2)}$$

$$\left(\frac{\Delta alc}{\Delta N}\right)_d = \frac{50}{14} = 3,57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot L^{-1} \quad \text{Equação (33.3)}$$

Sendo que:

$$\left(\frac{\Delta alc}{\Delta N}\right) = \text{variação da alcalinidade por mgN.}$$

Índices:

am = amonificação;

n = nitrificação;

d = desnitrificação.

Em sistemas de lodos ativados, a concentração de nitrogênio amonificado é obtida pela diferença entre o nitrogênio orgânico afluente e a soma de nitrogênio orgânico no efluente e no lodo de excesso, podendo ser descrito como mostra a Equação (34).

$$N_{am} = N_{oa} - (N_{oe} + N_l) \quad \text{Equação (34)}$$

Onde:

N_{am} = concentração de nitrogênio amonificado no sistema de lodos ativados (mgN.L^{-1});

N_{oa} = concentração de nitrogênio orgânico afluente (mgN.L^{-1});

N_{oe} = concentração de nitrogênio orgânico efluente (mgN.L^{-1});

N_l = concentração de nitrogênio orgânico no lodo de excesso (mgN.L^{-1}).

Em geral, a concentração de nitrogênio orgânico no efluente é muito baixa, enquanto que os valores encontrados no afluente e excesso de lodo são aproximadamente iguais a 25% do NTK do afluente. Dessa forma, com base na Equação 33.1, tem-se que:

$$\Delta \text{alc}_{am} = 3,57(N_{oa} - N_{oe} - N_l) \quad \text{Equação (35)}$$

Em relação à variação da alcalinidade devido à nitrificação em um sistema de tratamento de esgoto, ela é obtida por meio da concentração de amônia nitrificada. Essa concentração é resultante da diferença entre NTK afluente (N_{ka}) pela soma das concentrações de NTK efluente (N_{ke}) e lodo de excesso (N_l). A Equação (36) ilustra essa relação:

$$N_c = N_{ka} - N_{ke} - N_l \quad \text{Equação (36)}$$

Onde:

N_c = concentração de amônia afluente nitrificada no sistema (mg.L^{-1}).

Fazendo a Equação (36) na Equação (33.2), tem-se:

$$\Delta \text{alc}_n = -7,14(N_{ka} - N_{ke} - N_l) \quad \text{Equação (37)}$$

No processo de desnitrificação, a variação da alcalinidade depende da concentração de nitrato removida do sistema, sendo definida pela Equação (38).

$$\Delta \text{alc}_d = N_{na} + N_c - N_{ne} \quad \text{Equação (38)}$$

Sendo que:

N_{na} = concentração de nitrato presente no afluente (mgN.L^{-1});

N_c = concentração de amônia afluente nitrificada no sistema (mg.L^{-1});

N_{ne} = concentração de nitrato presente no efluente (mgN.L^{-1}).

Logo, substituindo a Equação (38) na Equação (33.3), obtém-se a variação da alcalinidade ocasionada pela desnitrificação.

$$\Delta \text{alc}_d = 3,57 (N_{na} + N_{ka} - N_{ke} - N_l - N_{ne}) \quad \text{Equação (39)}$$

Portanto, a variação total da alcalinidade do sistema de Lodos ativados devido às reações envolvendo o nitrogênio, será igual à soma dos efeitos da amonificação, nitrificação e desnitrificação, como descrito na Equação (40).

$$\Delta \text{alc}_t = \Delta \text{alc}_{am} + \Delta \text{alc}_n + \Delta \text{alc}_d \quad \text{Equação (40)}$$

Substituindo as Equações (35), (37) e (39) na Equação (40), tem-se:

$$\Delta \text{alc}_t = 3,57(N_{oa} - N_{oe} - N_l) - 7,14(N_{ka} - N_{ke} - N_l) + 3,57(N_{na} + N_{ka} - N_{ke} - N_l - N_{ne}) \quad \text{Equação (41)}$$

Levando-se em conta que a concentração do NTK é a soma da concentração de nitrogênio orgânico (N_o) e amoniacal (N_a), a Equação (40) se simplifica para:

$$\Delta \text{alc}_t = -3,57(N_{aa} - N_{na} - N_{ae} + N_{ne}) = 3,57(\Delta N_a - \Delta N_n) \quad \text{Equação (42)}$$

Onde:

ΔN_a : variação da concentração de amônia no sistema

ΔN_n : variação da concentração de nitrato no sistema

Dessa forma, torna-se possível calcular teoricamente qual será a variação da alcalinidade causada pelo efeito estequiométrico combinado dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, uma vez que os parâmetros envolvidos podem ser determinados analiticamente. Este valor de alcalinidade teórica é, então, comparado com a variação real observada.

3.1.2.1.2.4.. Balanço de Massa do Material Nitrogenado

Com o intuito de avaliar o nível de operação de um sistema, bem como o rigor metodológico com o qual as variáveis de controle e de monitoramento analítico são executados, é possível se verificar o balanço de massa do material nitrogenado (B_n), assegurando, dessa forma, a quantificação das frações de nitrogênio presentes em um sistema de lodos ativados.

De acordo com a cinética de VAN HAANDEL e MARAIS (1999), as frações nitrogenadas saem de um sistema de Lodos ativados de três maneiras:

- No lodo de excesso;
- No efluente, na forma iônica;
- Para a atmosfera, com nitrogênio molecular (N_2).

As Equações de (43) a (46) descrevem a obtenção das frações nitrogenadas.

$$MN_{ta} = NKT_{afl} * Q \quad \text{Equação (43)}$$

$$MN_{te} = Q * (NKT_{efl} + NO_3^-_{efl}) \quad \text{Equação (44)}$$

$$MN_d = Q * (NKT_{afl} - NH_4^+_{efl} - NO_3^-_{efl} - NO_2^-_{efl}) \quad \text{Equação (45)}$$

$$MN_l = \frac{f_n * X_v * V_r}{R_s} \quad \text{Equação (46)}$$

Onde:

NTK_{afl} = concentração de nitrogênio total kjedahl no afluente ($mgN.L^{-1}$);

NTK_{efl} = concentração de nitrogênio total kjedahl no efluente ($mgN.L^{-1}$);

$NH_4^+_{efl}$ = concentração de nitrogênio amoniacal no efluente ($mgN.L^{-1}$);

$NO_3^-_{efl}$ = concentração de nitrato no efluente ($mgN.L^{-1}$);

$NO_2^-_{efl}$ = concentração de nitrito no efluente ($mgN.L^{-1}$);

f_n = fração de nitrogênio em lodo volátil ($0,1g.g^{-1}SSV$);

X_v = concentração de sólidos em suspensão voláteis no liquor misto ($mg.L^{-1}$);

V_r = volume do reator (L).

Q = vazão afluente ao sistema ($L.d^{-1}$);

R_s = Idade do lodo (d^{-1});

MN_l : fluxo de nitrogênio descarregado no lodo de excesso ($mgN.d^{-1}$);

MN_{te} : fluxo de nitrogênio descarregado no efluente (mgN.d^{-1});

MN_d : fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação (mgN.d^{-1});

MN_{ta} : fluxo de nitrogênio afluente (mgN.d^{-1}).

Combinando essas Equações, tem-se que o balanço de massa do material nitrogenado é obtido pela Equação (47).

$$B_n = \frac{(MN_l + MN_{te} + MN_d)}{MN_{ta}} \quad \text{Equação (47)}$$

Quando $B_n = 1$, indica que o sistema está operando em regime constante, e que os procedimentos analíticos são confiáveis.

3.1.2.2. Processos MBBR/IFAS

A tecnologia de sistema de tratamento de esgoto do tipo *Moving Bed Biofilm Reactors* (MBBR) foi desenvolvida na Noruega na década de 1980, através da parceria firmada entre a companhia Kaldnes Miljøteknologi AS (KMT), especialista em tratamento de efluentes doméstico e industrial, e o Instituto de Pesquisa SINTEF (RUSTEN et al., 2000).

Basicamente, o processo de MBBR consiste em uma tecnologia adaptada ao sistema de lodos ativados, por meio da introdução de pequenas peças de plástico de baixa densidade e de grande área superficial (biomédias) no interior tanque de aeração, que atuam como meio suporte para desenvolvimento do biofilme, mantidos em constante circulação e mistura seja em função da introdução de ar difuso ou devido à existência de agitadores mecanizados; não havendo a necessidade de recircular o lodo (WEF, MOP no.35, 2010; OLIVEIRA, 2008; RUSTEN et al., 2000; ØDEGAARD et al., 1994). A Figura 9 apresenta as possíveis configurações desses tanques.

Figura 9 - Agitação em reatores (a) aeróbios, (b) anóxicos e anaeróbios.

(a) Mistura por Ar Difuso

(b) Mistura por Agitação Mecanizada

Extraído de: ØDEGAARD et al (1994)

Dessa forma, o sistema MBBR incorpora as características dos processos de crescimento de biomassa em suspensão e aderida, conferindo ao processo um aporte considerável de microrganismos atuantes na depuração do esgoto, permitindo assim, tratar cargas orgânicas carbonáceas e nitrogenadas mais elevadas quando comparado ao sistema de lodos ativados.

Resumidamente, podem-se destacar as seguintes vantagens (FUJII, 2011; WEF, MPO no.35, 2010):

- Menor volume dos reatores biológicos, se comparado com o sistema de lodo ativado conjugado com clarificadores para alcançar os mesmos objetivos de tratamento;
- As taxas de aplicação de sólidos para as unidades de clarificação são significativamente reduzidas quando comparadas às de sistemas de lodo ativado;
- Não há necessidade de operações de retrolavagem para controle da espessura de biofilme ou desentupimento do meio suporte, por se tratar de reatores de mistura completa e fluxo contínuo;
- Ao contrário do sistema de lodos ativados, não depende da etapa de separação de sólidos para manter a densidade populacional de microrganismos, uma vez que a maior parte da biomassa ativa é retida continuamente no reator;
- Sua versatilidade permite considerar viável uma grande variedade de formas geométricas para o reator;

- Maior capacidade para absorver cargas de choque;
- Ocorrência de desnitrificação em zonas anaeróbias nas camadas profundas do biofilme;
- Facilidade para oxidar cargas com altas taxas de componentes solúveis dentro do biofilme;
- Possibilidade de trabalhar com baixa idade do lodo, gerando uma menor produção de lodo;
- Maior eficiência da nitrificação independente da idade do lodo.

RUSTEN et al (1995) demonstraram, em suas pesquisas, a correlação entre a carga de nitrogênio aplicada e a taxa de nitrificação, reproduzida na Figura 10.

Figura 10 - Relação entre a carga de nitrogênio amoniacal e a taxa de nitrificação.

Extraído de: RUSTEN et al. (1995)

Pode-se observar taxas elevadas de conversão de N-NH_4 obtidas sob taxa de aplicação de até $0,9 \text{ gN-NH}_4.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Constatou-se também que taxas de aplicação de até $11 \text{ g DQO}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ não interferiram na nitrificação, principalmente por que boa parte dela foi consumida na câmara anóxica.

COPITHORN et al (2000) cita valores para taxa de nitrificação da ordem de 300 a 400 $\text{gN-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para reatores tratando baixas cargas orgânicas.

O processo com MBBR pode ser empregado para desnitrificação em pré; pós e configurações combinadas. Assim como os demais processos que envolvem a ocorrência do fenômeno da desnitrificação, os principais fatores a serem considerados são:

- Presença de fonte externa de carbono e manutenção da relação carbono:nitrogênio no reator;
- Temperatura do afluente;
- Nível de desnitrificação requerido;
- Condições anóxicas no interior do tanque.

Em condições propícias, pode-se obter taxas variando de 700 a 750 $\text{gN-NO}_x \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (COPITHORN et al.,2000).

Em relação remoção de matéria orgânica, estudos demonstram que o processo com MBBR é capaz de tratar cargas orgânicas da ordem de 7 a 10 $\text{gDBO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (WEF MOP no. 35, 2010). A Figura 11 mostra a relação entre a taxa de remoção e a taxa de aplicação de DBO.

Figura 11 - Relação entre a Taxa de Remoção de DBO solúvel em função da Taxa de Aplicação de DBO total.

Extraído de: WEF MOP no. 35, 2010.

Um ponto a ser considerado em contraste com as inúmeras vantagens dessa tecnologia é o consumo de oxigênio. A necessidade de manter viáveis tanto a biomassa aderida quanto a biomassa em suspensão deve requerer uma maior quantidade de oxigênio dissolvido (OD).

Inferiu-se que a camada líquida à superfície do biofilme formado nos corpos móveis é limitante para a transferência de oxigênio. Como o oxigênio dissolvido é consumido para degradação de matéria orgânica por microrganismos heterotróficos, que se posicionam na parte externa do biofilme, para obtenção da nitrificação o nível de oxigênio dissolvido deve ser elevado para que haja penetração nas camadas internas, região em que predominam as bactérias nitrificantes (FUJII, 2011).

A literatura aponta para uma faixa de OD entre 2 a 5 mgO₂.L⁻¹ para que o processo não seja comprometido, bem como exista energia necessária para manter em agitação as biomédias. A Figura 12 apresenta a correlação entre taxa de nitrificação e concentração de OD.

Figura 12 - Relação entre taxa de nitrificação e concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) em sistema com MBBR.

Extraído de: RUSTEN et al (1995)

Normalmente, um sistema MBBR pode ser composto por vários reatores em série ou em paralelo, dependendo da aplicação. O volume do reator é totalmente misturado e consequentemente não devem existir as “zonas mortas” (RUSTEN, SILJUDALEN e BUNGUN, 1995).

Não há necessidade de recirculação, tão pouco retorno de biomassa para o tanque de aeração, e a capacidade do reator pode ser alterada pela simples mudança no grau de enchimento (RUSTEN, SILJUDALEN e BUNGUN, 1995; ØDEGAARD et al.,1994).

Uma variante híbrida do processo MBBR e lodos ativados é o *Integrated Fixed-Film Activated Sludge* – IFAS (Processo com Biomassa Aderida em Mídia Móvel Integrado ao Lodo Ativado).

Basicamente, o processo IFAS incorpora todas as vantagens da tecnologia MBBR acopladas a um reator de lodos ativados, com retorno de lodo, garantindo o incremento da capacidade e desempenho de tratamento (WEF MOP no. 35, 2010; COPITHORN et al.,2000).

Por conseguinte, o processo IFAS pode ser considerado uma opção quando se deseja ampliar estações de tratamento empregando o processo de lodos ativados, quer seja pela falta de área para expansão ou pela necessidade de remoção de nutrientes (WEF MOP

no35, 2010). Entretanto, três fatores devem ser considerados como limitantes do processo (COPITHORN et al.,2000):

- Volume do tanque de aeração do sistema de lodos ativados;
- Capacidade do decantador secundário;
- Capacidade de aeração.

A Figura 13 ilustra uma comparação entre o processo convencional de lodos ativados, IFAS e MBBR

Figura 13 - Comparação do processo convencional de Lodos Ativados e IFAS

De uma forma geral, o emprego do processo IFAS pode apresentar as seguintes vantagens (WEF MOP no. 35, 2010; WEF MOP no. 29, 2005 apud FUJII, 2011):

- Acréscimo de biomassa para o tratamento com mínima adição de carga de sólidos para as unidades de separação de sólidos;

- Aumento da capacidade de tratamento por unidade de volume de reator;
- Melhoria das condições de sedimentabilidade;
- Eventuais nitrificação e desnitrificação simultâneas;
- Operação semelhante à de um sistema de lodo ativado convencional;
- Aumento da resistência a cargas de choque e arraste de lodo;
- Incremento progressivo do desempenho de tratamento por meio de adição de mais biomédias;

Pode-se citar como desvantagens ao sistema IFAS, a possível necessidade de recolocação de biomédias, introdução de telas para retenção de biomédias no tanque de aeração e eventual manutenção de remoção de biomédias retidas nessas telas de proteção (WEF MOP no.35, 2010).

O projeto pode ser feito considerando o efeito combinado dos dois processos. A Tabela 9 apresenta alguns valores típicos para processos IFAS.

Tabela 9 - Parâmetros típicos de projeto para o processo IFAS

Parâmetro	Unidade	Intervalo
Tempo de detenção no reator anóxico	h	1,0 – 1,2
Tempo de detenção no reator aeróbio	h	3,5 – 4,5
Área de Biofilme	$\text{m}^2.\text{m}^{-3}$	200 – 250
Carga de DBO	$\text{kg}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	1,0 – 1,4
Taxa de aplicação hidráulica em decantadores secundários	$\text{m}.\text{h}^{-1}$	0,5 – 0,8

Extraído de: METCALF & EDDY (2004)

A remoção que ocorre por unidade de volume de reator devida à biomassa aderida, enquanto parâmetro é uma função do fluxo de um determinado substrato, da área superficial específica do meio suporte e da fração de enchimento do reator suporte. Pode ser expressa em $\text{kg}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (WEF MOP no. 8, 2009 apud FUJII, 2011). Porcentagens de remoções baseadas em análises feitas com modelos cinéticos são apresentadas na Tabela 10. Esses valores orientam a definição da área superficial de biofilme requerida.

Tabela 10 - Porcentagem de remoção no biofilme esperadas a 15 °C

R_s SSTA *	DQO	NH₃-N
(d)	%	%
2	50	80
4	25	50
8	-	20

* Idade do lodo em relação à biomassa em suspensão

Extraído de: WEF MOP no. 8 (2009) apud FUJII, 2011.

REGMI et al (2011) comenta que no processo IFAS a nitrificação ocorre preferencialmente no biofilme desenvolvido no interior das biomédias, enquanto que a remoção de compostos orgânicos ocorre predominantemente na biomassa em suspensão.

Outro ponto a considerar em relação às taxas de nitrificação observadas no processo IFAS, é o fato de que é menos afetado pelas mudanças de temperatura (CHRISTENSSON e WELANDER, 2004 apud REGMI et al., 2011).

Aparentemente, não há estudos acerca da influência na introdução de biomédias em câmaras anóxicas para melhorar o desempenho da desnitrificação, uma vez que tal processo ocorre preferencialmente na biomassa em suspensão (COPITHORN et al., 2000).

3.1.2.2.1. Biomédias

Comercialmente, encontram-se disponíveis no mercado, biomédias fabricados em polietileno e densidade específica entre 0,94 e 0,96 g.cm⁻³, com área superficial específica variando de 450 a 1200 m².m⁻³, permitindo, quando em termos de equivalência com a concentração de sólidos em suspensão presentes no tanque, valores típicos da ordem de 1000 a 5000 mgSS.L⁻¹ (WEF, MOP no.35, 2010). A Figura 14 ilustra alguns modelos de biomédias e suas especificações

Figura 14 - Exemplos de modelos e especificações de Biomédias

Fabricante	Nome	Área Superficial	Dimensões	Imagem
Veolia	AnoxKaldnes K1	$300 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	7 mm; 9 mm
Veolia	AnoxKaldnes K3	$500 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	12 mm; 25 mm
Veolia	AnoxKaldnes Biofilm chip (M)	$1200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	2 mm; 48 mm
Degremont	ActiveCell 450	$450 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	15 mm; 22 mm
Warden Biomedia	Biotube	$1000 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	12 mm; 8 mm

Extraído de: Catálogo dos fabricantes

De uma forma geral, de acordo com WEF MOP no. 35 (2010), as biomédias presentes no sistema MBBR contribuem basicamente para:

- Manter elevada concentração de biomassa ativa, resultante do controle da espessura do biofilme em decorrência dos choques e cisalhamentos provocados pela energia da mistura;
- Contribuir para a habilidade de reter biomassa altamente especializada para cada tipo de condição imposta ao reator, independente do parâmetro idade do lodo;
- Permitir a capacidade de se ajustar a altas taxas de difusão, resultantes das condições de turbulência impostas ao reator.

O preenchimento do tanque de aeração com biomédias é obtido pela porcentagem de preenchimento (razão entre o volume ocupado pela biomédia e o volume total do reator – V_s/V_r), a qual pode variar de 25 a 70% do volume líquido do tanque dependendo do

objetivo a que se destina o tratamento (DEZOTTI et al.,2011, ØDEGAARD et al.,1994).

Os choques entre as biomédias mantidas no interior do tanque de aeração podem causar perdas da biomassa aderida às suas faces externas, dessa forma, como parâmetro de projeto, considera-se apenas a área superficial específica, que é traduzida pela razão entre a totalidade da área da biomédia e o volume por ela ocupado, considerando a devida distribuição das peças no reator (FUJII, 2011; OLIVEIRA, 2008; COPITHORN et al., 2000).

É justamente no interior das biomédias que se desenvolve o biofilme, parte atuante no processo de tratamento.

Biofilmes são pequenos ecossistemas geralmente constituídos de três camadas: na primeira camada de colonização, as macromoléculas presentes no esgoto são adsorvidas promovendo clarificação, uma vez que são transportadas para a o interior da biomédia; na segunda camada, observam-se os processos aeróbios de estabilização da matéria orgânica com máxima taxa de crescimento dos microrganismos envolvidos. Observa-se também a produção de exopolímeros que promovem a estabilidade e aderência ao biofilme. Na terceira camada, devido à indisponibilidade de OD, ocorrem processos anaeróbios/anóxicos, além de possível respiração endógena em função da baixa quantidade de substrato (CHOI e DOMBROWSKI, 2007).

De acordo com DEZOTTI et al (2001), o início do processo de formação do biofilme é bastante lento, em razão da turbulência propiciada pela elevada aeração, ocasionando o aumento da taxa de cisalhamento e dificultando a fixação dos microrganismos na biomédia. Com o passar do tempo, a biomassa se adapta às condições do reator, sobretudo, no que se refere à natureza do efluente a ser tratado.

Dessa forma, a dinâmica do biofilme envolve a adsorção dos compostos orgânicos presentes do esgoto e sua possível utilização pelos microrganismos presentes, com eventual consumo de OD.

OLIVEIRA (2008) comenta que valores de espessura do biofilme devam variar de 0,1 mm até 1 mm. A Figura 15 ilustra a formação do biofilme no interior de uma biomídia.

Figura 15 - Formação de biofilme no interior de uma biomídia.

3.1.2.2.2. Aspectos da Remoção de Material Orgânico e Nitrogenado em Biofilmes.

O biofilme formado no interior das biomídias pode variar de acordo com o propósito ao qual o sistema fora projetado; quando se objetiva a remoção de compostos orgânicos, esse biofilme será mais espesso do que em sistemas voltados para a remoção de nitrogênio (DEZOTTI et al., 2011).

Em reatores onde ocorra simultaneamente a remoção de compostos orgânicos e nitrogenados, observa-se primeiramente a ação das bactérias heterotróficas sobre o substrato orgânico antes que se estabeleça a remoção da matéria nitrogenada pelas nitrificantes autotróficas, sobretudo, em virtude nas primeiras possuírem uma taxa de crescimento superior à segunda (METCALF & EDDY, 2003 apud FUJII, 2011).

Devido às características das bactérias heterotróficas carbonáceas e autotróficas nitrificantes, há a formação de zonas distintas dentro da biomídia: na porção mais externa do biofilme têm-se a predominância das bactérias heterotróficas, onde a concentração de substrato e o desprendimento da biomassa são maiores; enquanto que as bactérias nitrificantes localizam-se na porção mais próxima à biomídia, onde o tempo de permanência é maior em função da proteção oferecida pela camada heterotrófica (FURUMAI & RITTMAN, 1994 apud DEZOTTI et al., 2011).

Uma vantagem importante decorrente da retenção das bactérias nitrificantes junto ao biofilme, é a possibilidade de operar o sistema com baixa idade do lodo (REGMI et al., 2011), gerando economia ao tratamento. Em contrapartida, pode-se observar a limitação do OD à população de nitrificantes como resultado do consumo efetuado pela camada de bactérias heterotróficas e pela resistência à transferência de massa pelas camadas do biofilme (DEZOTTI et al., 2011).

Como em qualquer processo de tratamento biológico, as taxas de nitrificação observadas em sistemas com biofilmes são influenciadas pela carga orgânica aplicada, concentração de OD no reator, concentração de nitrogênio amoniacal, temperatura, pH e alcalinidade (RUSTEN et al., 2006 apud DEZOTTI, 2011).

O crescimento da população de bactérias nitrificantes é limitado pelo crescimento das bactérias carbonáceas que são predominantes até que o seu substrato (compostos orgânicos) seja consumido na sua maior parte. Dessa forma, as bactérias autotróficas só constituíram parcela significativa na comunidade microbiana do biofilme, quando a DBO solúvel for da ordem de $15 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ (WEF MOP, no. 29, 2005 apud FUJII, 2011).

A Carga Orgânica Superficial (COS) é definida pela relação entre a carga orgânica aplicada ao reator e a área superficial total oferecida pelas biomédias, e exerce influência no processo de nitrificação. Quanto menor o valor de COS aplicada, maiores serão as taxas de nitrificação obtida, valores altos de COS favoreceram a remoção de matéria orgânica (OLIVEIRA, 2008). A Equação (48) apresenta a obtenção desse parâmetro.

$$COS = \frac{\text{Carga de DBO aplicada}}{\text{Área superficial total}} \quad \text{Equação (48)}$$

COPITHORN et al (2000) sugere que o valor de carga aplicada seja função da área superficial do biofilme, e que para obter-se boa taxa de nitrificação são necessários $4,5 \text{ gDBO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ a 10° C (fator de correção de temperatura: $\theta = 1,06$) e concentração de OD de $3 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$.

PASTORELLI et al (1997) apud OLIVEIRA (2008) obtiveram as maiores taxas de nitrificação com COS da ordem de $3,5 \text{ gDQO m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; HEM et al (1994), citado pelo mesmo autor, conduzindo experimento com um reator do tipo MBBR, observou que quando a COS excedeu $5 \text{ gDQO m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, a nitrificação foi praticamente anulada.

HEM et al (1994) apud DEZOTTI et al (2011) demonstraram que a forma como o biofilme foi formado também exercerá influência nas taxas de nitrificação. Dessa forma, segundo os pesquisadores, foi verificado que quando o biofilme é aclimatado com alta carga de nitrogênio amoniacal, a taxa de nitrificação obtida no estado estacionário é, em média, duas vezes superior em comparação a taxas obtidas com biofilmes aclimatados com baixa carga de nitrogênio amoniacal.

3.2. Caracterização e Tratabilidade de Lixiviado de Aterro Sanitário

3.2.1. Aterros Sanitários

De acordo com a NBR 8419/92, Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são resíduos sólidos gerados em aglomerados urbanos, excetuando-se os classificados como resíduos perigosos, tais como resíduo hospitalar, de aeroportos e portos. Dado suas características intrínsecas, representam uma grande ameaça para a saúde do ser humano e do meio ambiente.

No mundo todo, a geração e o manejo dos RSU têm tomado boa parte da atenção dos governantes e da sociedade dado seu potencial de crescimento e de degradação ambiental, principalmente, em função do aumento da população e da geração de bens de consumo atrelado a esse fenômeno (TARTARI e FÉRIS, 2003).

No Brasil, tal cenário não é diferente. A Figura 16 apresenta os dados levantados pelo IBGE na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB – 2008) no que diz respeito à geração de resíduos sólidos urbanos.

O Estado de São Paulo instituiu a Política Estadual de Resíduos Sólidos, através da Lei Estadual nº 12.300 de 16 de março de 2006, a qual possui, dentro de seus princípios, a minimização dos resíduos gerados por meio de incentivos às práticas ambientalmente adequadas de reutilização, reciclagem, redução e recuperação, bem como a redução da quantidade e nocividade dos resíduos sólidos (www.ambiente.sp.gov.br).

Figura 16 - Geração de Resíduos Sólidos no Brasil (ton./dias).

Extraído de: PNSB – IBGE (2008).

Além desses pressupostos, busca-se erradicar as práticas de disposição finais ambientalmente incorretas, tais como os lixões, aterros controlados e bota-foras priorizando o uso de aterros sanitários. A Figura 17 ilustra cada um desses processos. De acordo com os dados apresentados na Tabela 11 acerca da disposição final de resíduos sólidos no Brasil, o cenário nacional tem apresentado melhoras gradativas na implantação de aterros sanitários.

Tabela 11 - Destino final dos resíduos sólidos no Brasil

Ano	Destino final dos resíduos sólidos por unidade de destino dos resíduos (%)		
	Lixões	Aterro Controlado	Aterro Sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,3

Extraído de: PNSB – IBGE (2008).

Figura 17 - Na sequência: Lixão de Gramacho - RJ (a), Aterro Controlado de Goiânia (b) e Aterro Sanitário Bandeirantes (c).

(a)

(b)

(c)

Aterros sanitários constituem um processo para disposição final de resíduos sólidos no solo, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo seu confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (BOCCHIGLIERI, 2005; RANZI, 2009; BOSCOV, 2008).

Dessa forma, há uma tendência histórica em se empregar aterros sanitários no sistema de gestão de RSU (FERREIRA, 2010), sendo que atualmente apresentam-se como a alternativa mais viável tanto do ponto de vista econômico, como na adequada disposição final do lixo (RENOU et al., 2007; SOUTO e POVINELLI, 2005).

A NBR 13896 fixa as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, de forma a garantir a proteção dos

recursos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como o meio ambiente como um todo. Um aterro sanitário desenvolve-se com base nas seguintes premissas (ABNT, 1997):

- A área de disposição deverá ser recoberta por revestimento de base, composto por camadas de drenagem e impermeabilização;
- O RSU depositado deverá ser coberto diariamente por uma camada de solo, com uma espessura aproximadamente de 0,20m;
- O aterro deverá ser construído em células, com altura de até 5m;
- Deverá conter um sistema de drenagem e coleta de lixiviado e biogás instalado na base das células;
- O topo do aterro deverá ser impermeabilizado ou possuir uma cobertura final, composto por camadas de drenagem e solo e um sistema de drenagem superficial, constituído de canaletas e escadas d'água no perímetro do aterro como um todo.

Os principais gases gerados durante o processo de decomposição do lixo são: gás metano, nitrogênio, hidrogênio e sulfídrico; desses, a maior composição é de metano, podendo representar até 60% do total gerado no aterro. De acordo com LEITE (1991) apud FERREIRA (2010), o controle e drenagem desses gases são feitos mediante a existência de drenos constituídos de tubos de concreto que atravessam verticalmente o aterro, desde a base até a camada superior. BIDONE e POVINELLI (1999) comentam que é possível recuperar o gás produzido convertendo-o em energia, aspecto este que está suscitando inúmeras pesquisas (RANZI, 2009).

De acordo com POHLAND e GOULD (1986) apud FERREIRA (2010), assim como GOMES et al (2006), o processo de decomposição da matéria orgânica em um aterro sanitário pode ser dividido em cinco fases:

1 – Fase Aeróbia: inicia-se com a disposição dos resíduos, ocorre acúmulo de umidade que auxiliará nos processos metabólicos desencadeados por bactérias aeróbias, resultando na produção de gás carbônico. Durante essa fase tem-se a elevação da temperatura em função das reações biológicas terem um caráter exotérmico;

2 – Fase de Transição: transição da fase aeróbia para a fase anaeróbia ou anóxica, com início de atividades de oxi-redução ocasionando a formação de ácidos orgânicos voláteis (AOV) e a geração de lixiviado;

3 – Fase Ácida: predominância dos AOV de cadeia longa (ácidos propiônico e butírico), formação de ácido acético e gás hidrogênio a partir da oxidação dos AOV's, com consequente geração de gás metano. Queda nos valores de pH, possível complexação de metais e aumento na concentração de DQO observado no lixiviado, além de liberação de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo);

4 – Fase Metanogênica: intensa formação de gás metano, restituição dos valores de pH com possível precipitação de metais. Redução na geração de lixiviado e queda na concentração de DQO;

5 – Fase de Maturação: estabilização das atividades biológicas, paralisação da produção de gás. Ocorre o aumento da concentração de matéria orgânica de difícil biodegradabilidade, sobretudo, as substâncias húmicas.

Contudo, QASIM e CHIANG (1994) citam diversos autores que resumem os processos primários de decomposição em três estágios: o primeiro com predominância de processos aeróbios, geralmente muito curto em função da limitação na quantidade de oxigênio disponível; seguido da decomposição anaeróbia facultativa, onde se observa uma elevada produção de ácidos graxos voláteis, ácido acético e dióxido de carbono, com redução do pH para 4 a 5; por fim, o terceiro estágio, estritamente anaeróbio, com predomínio de bactérias metanogênicas e elevação do pH.

A Figura 18 ilustra o fluxograma geral do processo de decomposição anaeróbia descrito por BARLAZ (1996) apud LINS (2005).

Figura 18 - Fluxograma do processo de decomposição anaeróbica dos resíduos sólidos urbanos.

Extraído de: LINS, 2005.

3.2.1.1. Fatores que Influenciam o Processo de Decomposição da Matéria Orgânica em Aterros Sanitários

Durante todo o processo de digestão da matéria orgânica presente nas células de aterros sanitários, há alguns parâmetros intrinsecamente relacionados: temperatura, teor de umidade, pH e toxicidade dos metais. Tais parâmetros são afetados tanto por fatores de ordem operacional com ambientais, tais como o tipo de cobertura, a compactação dos resíduos, a profundidade das células, o regime pluviométrico, a composição dos resíduos entre outros (CASTRO, 2001). A seguir, será detalhado cada um desses parâmetros.

- **Temperatura**

De acordo com QUASIM e CHIANG (1994), durante a fase inicial de decomposição do lixo, devido aos processos de respiração aeróbia, há liberação de calor, elevando a temperatura bem acima da temperatura do ambiente.

Como consequência, observa-se uma gradual redução dos níveis de oxigênio presente e um gradual aumento dos níveis de gás carbônico, resultando assim, no aparecimento de condições de anaerobiose, permitindo iniciar a fase seguinte de decomposição (FERREIRA, 2010), com posterior queda de temperatura.

- **pH**

Durante o segundo estágio de decomposição em aterros sanitários, devido aos processos anaeróbios, têm-se a produção de ácidos graxos e acético, além de gás carbônico, o que provoca a redução do pH para a faixa de 4 a 5 (QUASIM e CHIANG, 1994); contudo, a ação de bactérias metanogênicas promovem o consumo desses ácidos orgânicos e, juntamente com a alcalinidade natural do ambiente, garantem a elevação e manutenção de um pH ideal para sua existência, entre 6 e 7 (FERREIRA, 2010).

Em células de aterro mais antigas, têm-se a elevação dos valores de pH em função do acúmulo de compostos nitrogenados, sobretudo, o bicarbonato de amônio.

SOUTO e POVINELLI (2007) estudando os aterros brasileiros encontraram valores de pH na faixa de 5,7 a 8,6.

- **Teor de umidade**

Os resíduos sólidos urbanos contêm, naturalmente, certo grau de umidade que varia de acordo com a composição do lixo, tipo de compactação na célula e condições climáticas.

A presença de umidade tem influência direta nos processos biológicos de decomposição dos resíduos, uma vez que disponibiliza meio aquoso para o crescimento e manutenção da vida dos microrganismos atuantes no processo, além de servir de meio de dispersão dos nutrientes pelo interior da célula.

- **Metais pesados**

Em decorrência do baixo pH na fase de decomposição anaeróbia facultativa, observa-se o aumento da solubilização de compostos inorgânicos, o que continua numa taxa menor,

na fase seguinte, anaeróbia. Dessa forma, em células novas de aterro sanitário, a concentração de metais tende a ser alto, o que, gradativamente muda com o passar do tempo, já que em células antigas, o alto valor de pH causa a precipitação desses metais, provocando seu abrandamento (QUASIM e CHIANG, 1994; FERREIRA, 2010).

SOUTO e POVINELLI (2007), encontraram valores máximos para cádmio da ordem de $0,065 \text{ mg.L}^{-1}$ e de $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de cromo nos aterros brasileiros, valores estes bem superiores ao permitido pela legislação.

3.2.2. Caracterização de Lixiviado de Aterro Sanitário

Inerente ao uso de aterros sanitários como ferramenta de disposição dos resíduos sólidos urbanos, a geração de lixiviados contaminados permanece como uma inevitável consequência do uso de tal tecnologia (SOUTO e POVINELLI, 2006; WISZNIOWISKI et al., 2005).

Lixiviados de aterro sanitário são definidos pela NBR 8419/92 como efluentes líquidos gerados do resultado da percolação de água de chuva através dos resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários, bem como da umidade natural desses resíduos. Tais efluentes podem conter uma grande quantidade de matéria orgânica (biodegradáveis e não biodegradáveis – recalcitrantes), onde os compostos húmicos constituem um importante grupo, assim como os compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos (Renou et al., 2008; Moravia et al., 2006; Wiszniowski et al., 2005; Çeçen e Çakiroglu, 2001; QASIM e CHIANG, 1994). A Figura 19 apresenta o esquema de geração do lixiviado em aterros sanitários.

Figura 19 - Esquema de geração de Lixiviado de Aterro Sanitário.

Extraído de: SILVA, 2009

CHRISTENSEN et al (2001) apud EDUARDO (2007) divide os compostos presentes no lixiviado em quatro grandes categorias:

- **Matéria Orgânica Dissolvida:** correspondem, sobretudo, às macromoléculas de ácidos húmicos e fúlvicos, lignina e ácidos graxos. É justamente em função desses constituintes que o lixiviado assume sua coloração típica (escura), além de tensoatividade e alta capacidade de tamponamento, os quais afetam o comportamento das substâncias químicas no ambiente e modificam processos redox, solubilizando determinados metais e variando a toxicidade;
- **Compostos Orgânicos Xenobióticos:** são os hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados, fenólicos, alcoóis, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos; os quais conferem alta toxicidade ao lixiviado;
- **Macrocomponentes Inorgânicos:** são, sobretudo, os íons sódio, potássio, cálcio, magnésio, ferro, cloretos, sulfatos e amônio. Suas elevadas concentrações conferem uma alta condutividade ao lixivivado;

- Metais Pesados: geralmente, estão presentes em menor quantidade, diminuindo ao longo de tempo de operação do aterro. A formação de sulfeto na fase metanogênica provoca a precipitação de boa parte desses constituintes.

A presença desses constituintes no lixiviado, atrelado à inexistência de engenharias de controle na maioria dos aterros, combinado com o fato de que muitos aterros inadvertidamente podem ter recebido no passado, ou atualmente, resíduos perigosos e industriais, acabam por gerar a liberação de substâncias potencialmente tóxicas, as quais poderão infiltrar pelo solo até atingirem águas subterrâneas ou escoar para águas superficiais (QASIM e CHIANG, 1994).

É interessante ressaltar que mesmo anos após ter-se exaurida a capacidade de recebimento de RSU em aterros, o mesmo continua a gerar continuamente o lixiviado (BOCCHIGLIERI, 2005).

A produção de lixiviado nos aterros sanitários sofre a influência de vários fatores, os quais afetaram sua composição e quantidade. QUASIM e CHIANG (1994) citam alguns desses fatores:

- Taxa de precipitação anual;
- Presença de água superficial;
- Taxa de recirculação de lixiviado na célula;
- Irrigação da cobertura final;
- Características do solo e da vegetação de cobertura;
- Características do material de cobertura;
- Escoamento superficial;
- Infiltração;
- Evapotranspiração;
- Temperatura;
- Composição e umidade do resíduo;
- Profundidade da célula;
- Métodos de impermeabilização e compactação empregados;

- Características do solo.

Dessa forma, a estabilização dos resíduos sólidos dispostos nos aterros e as características do lixiviado gerado, são resultantes de processos físicos, químicos e biológicos, os quais passam por uma sucessão de estágios, conferindo ao lixiviado uma variabilidade em sua composição (QUASIM e CHIANG, 1994).

A composição do lixiviado de aterros sanitários pode indicar, portanto, em qual fase de decomposição se encontram as células em um aterro (BARROS, 1995 apud RANZI, 2009). Lixiviados coletados durante a fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores baixos de pH e concentração de matéria orgânica expressa em termos de DBO alta; já na fase final, de fermentação metanogênica, caracteriza-se por valores altos de pH e DBO menor.

De um modo geral, essas fases são função do tempo de operação do aterro, sendo assim, os lixiviados de aterro sanitário podem ser classificados de acordo com a idade que o aterro sanitário possui em:

- Lixiviados “Novos” – oriundo de células com até de 4 anos de operação, apresentam elevada concentração de matéria orgânica biodegradável (DQO superior a $10.000 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, com relação $\text{DBO/DQO} > 0.3$), pH ácido devido a alta concentração de ácidos graxos;
- Lixiviados “Estabilizados” – possuem menor concentração de matéria orgânica biodegradável ($\text{DQO} < 4000 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, com relação $\text{DBO/DQO} < 0,1$) e elevada concentração de matéria orgânica refratária, pH alcalino devido ao aumento de compostos nitrogenados e intensa produção de gases.

A Tabela 12 apresenta alguns valores típicos para lixiviados novos e estabilizados.

Tabela 12 - Valores típicos para lixiviados novos, intermediários e velhos

Variáveis	Aterro novo (menos de 5 anos)	Aterro intermediário (5 a 10 anos)	Aterro velho (5 a 10 anos)
DBO (mg.L ⁻¹)	>1500	500 – 1500	<500
DQO (mg.L ⁻¹)	>10000	4000 – 10000	<4000
NTK (mg.L ⁻¹)	>2000	1000 – 2000	<1000
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	>1000	500 – 1000	<500
pH	6,5	6,5 – 7,5	>7,5
Biodegradabilidade	Presente	Média	Baixa
DBO/DQO	>0,3	0,1 – 0,3	<0,1

Extraído de: RENOUE et al., 2007 (Adaptado)

De acordo com BIDONI e POVINELLI (1999), lixiviados oriundos de aterros novos tendem a apresentar valores de DBO mais elevados do que o comumente encontrado em esgoto sanitário; além disso, os altos níveis de nitrogênio amoniacal (os quais são indicativos da idade do lixiviado) tornam-no altamente tóxico.

QASIM e CHIANG (1994) comentam que a variação da composição média do lixiviado é função da contínua estabilização da matéria orgânica ao longo do tempo, sendo regida pelos processos de decomposição, bem como pela taxa de infiltração na célula do aterro.

Sendo assim, a tarefa de planejar e projetar uma instalação de tratamento de lixiviado de aterros sanitários exige o conhecimento da concepção de aterros, quantidade e qualidade do lixiviado gerado, o grau de tratamento necessário, e métodos de disposição final do efluente e de resíduos (QASIM e CHIANG, 1994).

Entretanto, devido às características típicas desse lixiviado, alguns problemas são comuns ao tratamento desse efluente, tais como:

- A presença de compostos orgânicos recalcitrantes e potencialmente tóxicos como fatores determinantes na seleção e utilização de tecnologias de tratamento;
- A variabilidade da composição dos lixiviados de diferentes aterros são tais que dificulta a existência de uma tecnologia que atenda a todas as situações;
- A influência de fatores climáticos e hidrológicos (regimes de chuva) na composição do lixiviado;
- O fator da idade do aterro intervir na quantidade e constituição do lixiviado.

Ressalta-se que fatores como: taxa de precipitação anual, temperatura média, tipo de compactação, idade do aterro, entre outros, também influenciam na composição do lixiviado gerado.

3.2.2.1. Toxicidade de Lixiviado de Aterro Sanitário

Lixiviados de aterro sanitário, como já dito, são formados por líquidos que percolam a célula do aterro, incorporando a si compostos dissolvidos e sólidos em suspensão, sendo que muitos desses elementos são potencialmente tóxicos (FERREIRA, 2010; QASIM e CHIANG, 1994).

LEITE et al (1982) apud RANZI (2009) afirmam que as cargas orgânicas e tóxicas na composição dos lixiviados podem comprometer por muito tempo a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, situadas próximas ao aterro.

ISIDORI et al (2003) apud LINS (2005), realizaram um trabalho a fim de avaliar e identificar os compostos tóxicos presentes nos lixiviados, chegando à conclusão de que a toxicidade era em maior parte devido a presença de metais catiônicos bivalentes e amônia, sendo que esta em sua forma não ionizada ($\text{NH}_3\text{-N}$), eleva o nível de toxidez (FORGIER, 1988 apud WELANDER; HENRYSSON e WELANDER, 1997).

A alta concentração de alcalinidade é também citada como contribuintes da toxicidade do lixiviado por KJELDSEN et al (2002) apud FERREIRA (2010); assim como a presença de compostos recalcitrantes (THOMAS et al., 2009 apud FERREIRA, 2010).

BROWN et al (1991) citado por QASIM E CHIANG (1994), investigou a presença de toxicidade aguda e gênica em lixiviados de aterro sanitário. Em seu estudo, ele encontrou no lixiviado muitos dos mesmos componentes perigosos encontrados nos resíduos sólidos presentes nos aterros sanitários, caracterizando tais locais como uma séria ameaça à qualidade da água subterrânea.

3.2.2.1.1. Conceito de Toxicidade

Nem sempre as técnicas de tratamento empregadas resultam na produção de um efluente para lançamento em corpo d'água desprovido de toxicidade (SILVA, 2002).

Um agente tóxico pode produzir uma resposta adversa em um ou mais sistemas biológicos causando efeitos letais ou sub-letais, quando introduzido num determinado ambiente de forma deliberada ou acidental. Os estudos ecotoxicológicos têm por finalidade avaliar as consequências e identificar os contaminantes, na medida do possível (BERTOLETTI, 1990 apud BORRELY, 2001).

Sendo assim, a ecotoxicologia tem por objetivo avaliar a influência que os agentes tóxicos exercem sobre a saúde e o bem-estar dos humanos, animais e plantas (COSTA et al., 2008). A Figura 20 ilustra os diversos objetos de estudo dessa área.

Figura 20 - Objetos de estudo da Ecotoxicologia.

Extraído de: COSTA et al. (2008).

Toxicidade é a resposta de um organismo a uma dose acumulada de determinada substância, a qual é mantida acima de uma concentração limiar por um período de exposição suficientemente longo. A resposta do organismo incorpora a soma de todos os estresses a que ele é submetido, desde alterações comportamentais, alteração no crescimento ou reprodução até a sua morte, bem como a capacidade de compensação e resiliência desse organismo (ARENZON; NETO e GERBER (2011); NIPPER (2000) apud BORRELY, 2001).

No ambiente aquático, os compostos tóxicos podem estar envolvidos em processos de transporte e transferência de fase, em processos de transformação ou de assimilação; os dois primeiros, não são degradativos, enquanto que os dois últimos são (COSTA et al.,2008). A Figura 21 apresenta um esquema dos diversos processos citados.

Figura 21 - Processos de transporte e transformação envolvendo compostos tóxicos.

Extraído de: COSTA et al.,2008.

Dependendo da sinergia entre os compostos tóxicos e o ambiente aquático no qual ele se encontra presente, é possível classificar os efeitos adversos causados a um determinado organismo num dado intervalo de tempo em: agudo e crônico; esses testes diferem na duração e nas respostas finais que são medidas.

3.2.2.1.2. Toxicidade Aguda

A toxicidade aguda corresponde a uma resposta severa e rápida observada em organismos-testes, em função da presença de substância tóxica, que se manifesta, em geral, num intervalo de até 96 horas.

Tal teste tem como objetivo estimar a dose ou a concentração de um agente tóxico que seria capaz de produzir uma resposta específica mensurável (morte ou imobilidade) a um organismo-teste ou população (ARENZO; NETO e GERBER, 2011; COSTA et al.,2008).

O resultado de um teste de toxicidade aguda pode ser expresso pela CL₅₀, que corresponde à concentração letal mediana que causa o efeito a 50% da população

exposta, quando o efeito observado for a mortalidade; ou pela CE_{50} , a qual corresponde a concentração efetiva mediana a 50% da população exposta, quando o efeito for a imobilidade dos organismos expostos (CETESB, 1997).

Outra forma de se expressar os resultados, de forma que eles expressem uma relação direta com a toxicidade, é transformá-los em Unidade de Toxicidade (UT), o qual é obtido pela Equação (49).

$$UT = 100/CE_{50} \text{ ou } 100/CL_{50} \quad \text{Equação (49)}$$

Dessa forma, quanto maior o valor numérico da UT, maior será a toxicidade da amostra (COSTA et al., 2008; BORRELY, 2001).

3.2.2.1.3. Toxicidade Crônica

O teste de toxicidade crônica tem por objetivo medir os efeitos de substâncias químicas sobre organismos-testes por um período que pode abranger parte ou todo o seu ciclo de vida, dessa forma, avaliar os efeitos tóxicos sob condições prolongadas a concentrações sub-letais, ou seja, que não afetem de forma severa suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação, entre outros (COSTA, 2008).

Em geral, o teste de toxicidade crônica só é feito quando a amostra avaliada não apresenta toxicidade aguda, exceto quando da exigência de órgãos ambientais (ARENZON; NETO e GERBER; 2011).

Os resultados obtidos nesses testes podem ser expressos como CENO (Concentração de Efeito Não Observado), que representa a maior concentração de agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo aos organismos-testes no tempo e condições do teste; ou como CEO (Concentração de Efeito Observado) que se traduz pelo inverso do CENO; ou ainda como CE_{50} (Concentração Efetiva Média), onde se expressa a concentração da amostra que causa um efeito agudo em 50% dos organismos-testes no tempo e condições do teste (COSTA, 2008; BORRELY, 2001).

Tal qual descrito na toxicidade aguda, é possível transformar os valores de CENO e CEO em termos de Unidade de Toxicidade (UT), empregando a mesma fórmula.

3.2.2.1.4. Organismos Testes

Organismos-testes são espécies mantidas em laboratórios cujos conhecimentos de sua biologia são suficientes para que possam ser empregados como indicadores de toxicidade de uma amostra. Tanto a forma de cultivo como as metodologias de ensaio são definidas em normas técnicas, permitindo a reprodutibilidade dos resultados (ARENZO; NETO e GERBER, 2011).

Estes organismos devem possuir uma relativa sensibilidade às substâncias químicas que se objetiva avaliar. Na Tabela 13 se apresentam as espécies de organismos-testes comumente empregados nos ensaios de toxicidade no Brasil.

Tabela 13 - Relação de organismos-testes utilizados em ensaios de toxicidade.

Tipo de Ensaios	Organismos-testes	Tipo de organismo	Nível Trófico
Agudo	<u><i>Daphnia similis</i></u>	Microcrustáceo	Consumidor primário
Agudo	<u><i>Daphnia magna</i></u>	Microcrustáceo	Consumidor primário
Agudo e Crônico	<u><i>Pimephales promelas</i></u>	Peixes	Consumidor secundário
Agudo e Crônico	<u><i>Danio reria</i></u>	Peixes	Consumidor secundário
Agudo e Crônico	<u><i>Pseudokirchneriella subcapitata</i></u>	Algas	Produtor
Agudo e Crônico	<u><i>Desmodesmus subspicatus</i></u>	Algas	Produtor
Crônico	<u><i>Ceriodaphnia dubia</i></u>	Microcrustáceo	Consumidor primário
Agudo	<u><i>Vibrio fischeri</i></u>	Bactéria	Decompositor

Extraído de: ARENZON, NETO e GERBER, 2011.

A seguir, serão detalhados os testes de toxicidade aguda utilizando os organismos-testes *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*.

3.2.2.1.5. Teste de Toxicidade Aguda Utilizando *Vibrio fischeri*

O teste de toxicidade aguda com a bactéria de origem marinha *Vibrio fischeri*, é realizado com o Sistema Analisador de Toxicidade Microtox®, e se baseia na quantificação das variações na emissão de luz, por unidade de tempo, dessas bactérias; o sistema Microtox® é utilizado desde 1979 (BORRELY, 2001).

O aparelho, que consiste em um fotômetro de precisão, permite medir a luminescência emitida pela colônia de bactérias antes e após a adição da substância tóxica. O teste é realizado a partir de uma cultura de bactérias liofilizadas, contendo 10^8 células por ampola, que é reidratada no momento do ensaio; dessa forma, procede-se a introdução de diferentes alíquotas da amostra em cubetas contendo suspensão bacteriana com concentração de 10^6 células.ampola⁻¹, e, em seguida, feitas as leituras no fotômetro (CETESB, 1987; APHA, 1995 apud BORRELY, 2001).

Apesar das críticas pela utilização de um organismo marinho para avaliar amostras de procedência de outro ambiente, o teste prevê a correção da salinidade em cada cubeta antes das leituras.

A Tabela 14, descrita por BULICH (1982) e modificada por COLEMAN e QUERESHI (1985) apud BORRELY (2001), estabelece faixas de toxicidade, permitindo comparar amostras avaliadas com o sistema Microtox®.

Tabela 14 - Faixas de toxicidade para o sistema Microtox® proposta por Bulich(1982)

Grau de Toxicidade	
EC₅₀ - %v/v	Classificação
< 25	Muito Tóxica
25 – 50	Tóxica
51 – 75	Moderadamente Tóxica
> 75	Levemente Tóxica

Extraído de: BORRELY, 2001.

3.2.2.1.6. Teste de Toxicidade Aguda Utilizando *Daphnia similis*

Daphnia similis são microcrustáceos filtradores que se alimentam de algas, bactérias e detritos orgânicos presentes na água. O teste empregando esse animal tem como princípio a exposição de jovens *Daphnias* (tempo de vida variando de 6 a 24 horas) a diferentes concentrações da substância a ser avaliada, dentro das condições estabelecidas na padronização do teste (BORRELY, 2001; DAMATO, 1997).

O efeito observado, no final de um período de 24 ou 48 horas de exposição, é a imobilidade ou a letalidade dos organismos (CETESB, 1986 apud BORRELY, 2001).

Com os dados de imobilidade ou mortalidade dos organismos no teste determina-se, estatisticamente, a CE₅₀.

SILVA (2002), estudando a toxicidade aguda do lixiviado do aterro de Gramacho (RS) bruto, pré-tratado com coagulação-floculação e pós-tratado com ozônio, obteve os seguintes resultados mostrados na Tabela 15.

Tabela 15 - Resultados de ensaio de toxicidade aguda no lixiviado do aterro de Gramacho (RS).

Amostras	Microtox® CE ₅₀ (%)	<i>Daphnia similis</i> CE ₅₀ (%)
Bruto	11,27 – 15,02	2,04 – 2,26
Pré-tratado (coagulação-floculação)	>0,3	2,78 – 6,56
Pós-tratado (dose de O ₃ de 0,1 a 3,0 gO ₃ .L ⁻¹)	Aumento da toxicidade com aumento da dose	Diminuição da toxicidade com o aumento da dose

Extraído de: SILVA, 2002

Os resultados obtidos demonstram a eficiência dos processos de tratamento aplicados ao lixiviado bruto na medida em que abrandam a toxicidade inicial, mas, também, reforçam a necessidade do uso de mais de um organismo-teste para se avaliar o efeito tóxico (BORRELY, 2001).

3.2.3. Alternativas de Tratamento para Lixiviado de Aterro Sanitário

Segundo D'ALMEIDA e VILHENA (2000) apud EDUARDO (2007), as tecnologias de operações unitárias aplicáveis ao tratamento de lixiviado são similares ao tratamento de esgoto sanitário; dessa forma, o dimensionamento de tais unidades é análogo aos aplicáveis na concepção de ETE's, as principais diferenças estão nos valores dos parâmetros envolvidos, uma vez que em lixiviados suas concentrações são superiores aos encontrados no esgoto sanitário.

De acordo com QASIM e CHIANG (1994), os mecanismos de tratamento para lixiviado de aterro sanitário podem ser categorizados em:

- Processos Físicos: Filtração, Difusão e Dispersão, Diluição e Adsorção;
- Processos Químicos: Precipitação e Dissolução, Complexação, Troca Iônica e Reações Redox;
- Processos Biológicos: Aeróbios e Anaeróbios.

A recirculação do lixiviado na própria célula do aterro pode ser considerada um método de tratamento, na medida em que permite a diminuição do volume por evaporação e aumenta a degradação anaeróbia com a conversão dos ácidos orgânicos em gás metano e dióxido de carbono. Essa técnica é amplamente empregada em diversos aterros sanitários no Brasil, uma vez que as condições ambientais são bem favoráveis (EDUARDO, 2007; RANZI, 2009).

Há outros métodos alternativos muito encorajados atualmente, como a incineração, mas que acabam por gerar rejeitos que necessitam ser dispostos em outros aterros (WISZNIOWSKI et al., 2006).

A seguir serão detalhados alguns dos principais processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

3.2.3.1. Processos Físico-Químicos – Coagulação/Floculação

Processos de Coagulação e Floculação podem ser empregados na remoção de compostos orgânicos não biodegradáveis e metais pesados presentes em lixiviados de aterro sanitário (RENOU et al., 2007; WISZNIOWSKI et al., 2006; QASIM e CHIANG, 1994).

O mecanismo de coagulação desestabiliza as partículas coloidais por meio da ação de produtos químicos chamados de coagulantes, sobretudo, sais de Ferro e Alumínio; uma vez desestabilizadas as partículas, segue-se a etapa de floculação, onde haverá o incremento do tamanho dos flocos os quais, em seguida, poderão ser separados da fase líquida por meio da sedimentação.

Em geral, o emprego dessa técnica envolve ajustes de pH e diferentes adições dos coagulantes.

De um modo geral, os dados obtidos na literatura apontam para o emprego de processos de Coagulação/Floculação em lixiviados de aterros sanitários novos apenas como forma de pré-tratamento, em função dos baixos índices de remoção quando comparados com outras técnicas. Por outro lado, é possível obter-se excelentes índices de remoção de compostos recalcitrantes no tratamento de lixiviados estabilizados.

FERNÁNDEZ-SÁNCHEZ et al (2008) apresenta dados referentes a remoção de DQO em lixiviados novos da ordem de 26%, empregando Cloreto Férrico, Sulfato de Alumínio e Policloreto de Alumínio (PAC).

RENOU et al (2007) cita a eficiente remoção de metais pesados em lixiviados estabilizados com uso de FeCl_3 em pH igual a 9,0.

De acordo com RENOU et al (2007), a combinação de coagulantes ou a adição conjunta de auxiliares de floculação, podem melhorar a taxa de sedimentação e assim melhorar a performance do processo em mais de 50%. Contudo, apontam os autores que, em contrapartida, observa-se o aumento do volume de lodo gerado, bem como a maior presença de ferro e alumínio no sobrenadante.

AMOKRANE e colaboradores (1997), citado por WISZNIOWSKI et al. (2006), indicam a remoção de DQO e COT na ordem de 10 a 25% em lixiviados novos, e de 50 a 60% em lixiviados estabilizados.

Os mesmos pesquisadores citam os trabalhos de TATSI (2003), no qual se obtém eficiências de remoção de DQO em cerca de 75% em lixiviados estabilizados, contra remoção de 25 a 38% em lixiviados novos.

KURNIAWAN et al (2005) cita, também, trabalho do grupo de pesquisa de TATSI (2003), tratando lixiviado estabilizado proveniente do Aterro de Thessaloniki – Grécia, onde através de ajustes de pH e com adição de 1.5 g.L^{-1} de FeCl_3 , obtém taxa de remoção de 80% de DQO.

3.2.3.2. Precipitação Química – Geração de Estruvita

Compostos nitrogenados estão presentes em altas concentrações nos lixiviados de aterros sanitários, o que acabam por afetar significativamente o desempenho de processos de Lodos ativados convencional. Observa-se redução da remoção de DQO de 95% para 79% quando a concentração de nitrogênio amoniacal é aumentada de 50 para 800 mg.L^{-1} (LI et al apud RENOU et al.,2007).

Dessa forma, muitos trabalhos têm investigado a formação de Estruvita (fosfato de magnésio e amônio) na remoção de compostos nitrogenados como alternativa de pré-tratamento de processos biológicos.

LI et al apud RENO et al (2008) comenta que obteve redução da concentração de amônia de 5600 para 110 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, devido à formação de estruvita.

KURNIAWAN et al (2005) cita a remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado proveniente do Aterro Odayeri, Turquia, onde cerca de 50% da DQO e 90% do nitrogênio amoniacal foram removidos.

Estudos conduzidos por CALLI et al (2004), obtiveram uma ótima relação estequiométrica entre Mg:NH₄:PO₄, da ordem de 1:1:1 para formação de estruvita. Testes conduzidos com lixiviado novo do Aterro de Komurcuoda, Turquia, tiveram remoção de 98% de nitrogênio amoniacal em pH 7,5.

Estudo similar, empregando lixiviado estabilizado do Aterro de Went, Hong Kong, também apresentou índice de remoção de nitrogênio amoniacal de 98%, em pH 9,0 após 15 minutos.

A formação do precipitado de estruvita (MgNH₄PO₄.6H₂O) segue a seguinte reação disposta na Equação (50):

A vantagem da precipitação de estruvita é que o lodo gerado após o tratamento pode ser utilizado como fertilizante pela agricultura, como fonte de nitrogênio, isso no caso do lixiviado tratado não apresentar metais pesados (CHAN et al.,2005).

3.2.3.3. Adsorção em Carvão Ativado.

Devido à suas propriedades, tais como: grande área superficial, estrutura microporosa, alta capacidade de adsorção e superfície reativa, o uso de Carvão Ativado Granular (CAG) ou em Pó (CAP) tem sido largamente empregado nos processos de tratamento de lixiviados de aterro sanitário, sobretudo na remoção de compostos não biodegradáveis.

Basicamente, o processo de adsorção consiste na transferência de compostos presentes na fase líquida para a superfície reativa, seguida da vinculação desse material nos “vazios” do carvão ativado devido a interações físicas e/ou químicas.

AZIZ et al (2011) apresenta dados relativos ao tratamento conjugado de SBR+CAP, onde com a adição de 10 g.L⁻¹ de CAP em um reator de 2 L com 10% de lixiviado, foi possível obter remoção de compostos nitrogenados da ordem de 95%, DQO de 78% e cor de 65%.

LI et al (2010) realizaram experimentos com lixiviado estabilizado combinando o uso de coagulantes (FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, Policloreto de Alumínio e Polissulfato Férrico) com CAP. Os testes foram conduzidos, primeiramente, visando a obtenção da ótima dosagem de cada coagulante e, posteriormente, com a adição de diferentes dosagens de CAP variando de 0,5 a 50 g.L^{-1} ao sobrenadante. Foi possível, dessa forma, comparar a ação combinada de cada coagulante com a adição de CAP.

Os melhores resultados obtidos nessa pesquisa foram com a adição de 10 gCAP.L^{-1} em 90 minutos de tempo de contato, com significativa redução de DQO (53-70%), Sólidos em Suspensão (>93%), Turbidez (>99%) e Toxicidade aguda(78%).

WISZNIOWSKI et al (2006) comentam que a aplicação de adsorção em carvão permite a remoção de 50 a 70% de DQO e N-NH_4^+

KURNIAWAN et al (2005) apresentam resultados de remoção da ordem de 90% para DQO, reforçando sua aplicabilidade, sobretudo, na redução de compostos orgânicos refratários (não biodegradáveis).

UYGUR e KARGI (2004) apud Aziz et al (2011) comenta que o emprego de CAP pode melhorar significativamente o desempenho de SBR tratando lixiviado.

Outros materiais já foram testados como adsorventes obtendo resultados similares de remoção, tais como zeólita, vermiculita, bentonita, alumina ativada etc..

3.2.3.4. Tratamento Biológico

Devido à sua confiabilidade, simplicidade e boa relação custo-benefício, o tratamento biológico (com biomassa suspensa ou aderida) é comumente empregado na estabilização de lixiviado contendo altas concentrações de DBO (RENOU et al., 2007; QASIM e CHIANG, 1994).

Os processos biológicos têm-se mostrados uma boa alternativa no tratamento de lixiviados novos, onde a presença de compostos orgânicos facilmente biodegradáveis é predominante. Com o passar do tempo e o envelhecimento do lixiviado, há o predomínio de compostos recalcitrantes (ácidos húmicos e fúvicos), o que limita a

efetividade dos tratamentos biológicos, sendo mais indicados tratamentos físico-químicos (RENOU et al.,2007).

QASIM e CHIANG (1994) citam as seguintes tecnologias de tratamento biológico que podem ser bem aplicadas à estabilização de lixiviados de aterro sanitário:

- Lodos ativados;
- Lagoas de Estabilização;
- Lagoas Aeradas Mecanizadas;
- Filtro Biológico Percolador;
- Biodisco Rotativo;
- Digestão Anaeróbia.

Atualmente, outras tecnologias de tratamento biológico foram incorporadas a essa lista, como é o caso do Anammox, o qual se trata de um processo promissor, sobretudo em razão do baixo custo de operação quando se objetiva a remoção de compostos nitrogenados. O processo Anammox baseia-se no uso de grupos específicos de bactérias anaeróbias oxidantes de amônia, como a *Candidatus brocadia anammoxidans*; tais bactérias apresentam uma grande afinidade por substratos ricos em compostos amoniacais e nitritos (WISZNIOWSKI et al (2006).

Em relação ao processo de lodos ativados, é possível apresentar algumas limitações no que concerne ao tratamento direto de lixiviado de aterro sanitário. Nas últimas décadas, esta tecnologia tem se mostrado inadequada quando empregada na estabilização de lixiviados; mesmo que se observe uma eficiente remoção de matéria orgânica e de nutrientes, muitas desvantagens tendem a direcionar o foco para outras opções de tratamento (RENOU et al.,2007; WISZNIOWSKI et al.,2006):

- Problemas de sedimentabilidade do lodo e necessidade de longos períodos de aeração;
- Alta demanda de energia e excesso na produção de lodo;
- Inibição de microrganismos devido a altas concentrações de amônia livre.

UYGUR e KARGI (2004) apontam a presença de altas concentrações de DQO, amônia e compostos tóxicos (metais pesados), como os principais responsáveis nas baixas taxas de remoção de nutrientes.

DROPPELMANN e OETTINGER (2009) operaram um sistema de Lodos ativados com volume de 30 L e idade de lodo de 10 dias no tratamento de lixiviado gerado pelo aterro de Loma, no Colorado. Os autores aplicaram cargas de $0,073 \text{ kgDBO.kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $0,07 \text{ kgN-NH}_4^+.\text{kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, obtendo uma eficiência de remoção de 98% para DBO e 99% para nitrogênio amoniacal.

VENSKIS e CARDILLO (2004) trataram o lixiviado pré-tratado por stripping do aterro de Lara – Mauá/SP empregando o sistema de Lodos ativados com adição de Carvão Ativado em Pó (CAP), com uma vazão de $440 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$; obtendo taxas de remoção de 90-99% para DBO; 60-85% para DQO e 95-99% para nitrogênio amoniacal.

As características do processo, sumarizadas por DIAMADOPOULOS et al (1997) e WILDERER (1996) apud RENO (2007), resultaram em um grande campo de aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Muitos autores reportam altas remoções de DQO e compostos nitrogenados como uso dessa tecnologia.

SILVA (2009), empregando SBR para o processo de nitrificação-desnitrificação (remoção de nitrogênio pela via curta) no o tratamento de lixiviado bruto e pré-tratado por stripping, observou remoção de nitrogênio amoniacal de 80% e 90%, respectivamente.

SPAGNI et al (2008) operaram por 3 anos um sistema SBR tratando lixiviado velho, com ciclo total de 2 4h, dividido em sub-ciclos de 5,75 h. Nos dois primeiros anos de operação, obtiveram remoções da ordem de 90% para nitrogênio amoniacal e de 30 a 40% para DQO.

KLIMIUK e KULIKOWSKA (2005) trataram lixiviado oriundo do aterro da província de Warmia e Mazury em operação desde 1996, com SBR em diferentes tempos de detenção hidráulica (HRT): 2, 3, 6 e 12 dias, com ciclos de 5 minutos para enchimento (enchimento curto) – 3 horas para mistura – 18 horas para reação – 2 horas e 50 minutos para sedimentação e 5 minutos para saída do efluente; obtendo taxas de remoção de DQO de 70 a 85%, a qual aumentou na medida em que aumentava o HRT.

Os mesmos autores alterando a configuração do SBR (enchimento junto com o ciclo de reação), obtiveram remoção de 75 a 85% de DQO.

UYGUR e KARGI (2004), utilizando lixiviado pré-tratado por processos de coagulação/floculação seguido de stripping em pH 12, obtiveram eficiência de remoção de 62% para DQO e 31% para amônia, em um SBR operando com 3 ciclos de 7h.

Os mesmos autores, tratando o lixiviado pré-tratado diluído em esgoto sanitário (diluição de 1:1 – v/v) com adição de CAP (1 g.L^{-1}), em SBR com a mesma configuração (3 ciclos de 7 h), obtiveram os seguintes resultados:

- Com adição de CAP: remoção de 75% e 44% respectivamente para DQO e amônia;
- Sem adição de CAP: remoção de 64% e 33% respectivamente para DQO e amônia.

CHEN, SUN e CHUNG (2007), trataram lixiviado oriundo de um aterro no norte da China com cerca de 4 anos de operação, empregando um arranjo anaeróbio-aeróbio, a fim de avaliar a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio. O tanque anaeróbio tinha 40% de enchimento, e o aeróbio, 60%. Os pesquisadores obtiveram uma remoção total de 94% para DQO e de 97% para nitrogênio amoniacal.

CANZIANI et al (2006) avaliaram o tratamento de lixiviado proveniente de um aterro antigo do norte da Itália, através do uso de sistema combinado MBR-MBBR, com 37,5% de enchimento no tanque referente ao MBBR o qual foi operado a fim de se observar a ocorrência de nitrificação. Obteve-se cerca de 90% de remoção de amônia com taxas de aplicação variando de 50 a $120 \text{ gTKN.kgSST}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

WELANDER, HENRYSSON e WELANDER (1997) avaliaram um sistema MBBR com 60% de enchimento, operando com TRH variando de 2 a 5 dias e com 80% do OD de saturação, no tratamento de lixiviado do aterro de Hyllstofia (Suécia), em operação desde 1975. Ao longo do estudo, chegou-se a obter 98% de nitrificação, com taxas de aplicação de até $11 \text{ g NH}_4^+-\text{N.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$. Os pesquisadores chegaram a conclusão de que taxas de até $40 \text{ g NH}_4^+-\text{N.m}^{-3}.\text{reator}^{-1}.\text{h}^{-1}$, poderiam ser aplicadas sem riscos de perda de biomassa ou comprometimento da eficiência do tratamento.

3.3. Co-Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Sanitário

Uma alternativa ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário é seu tratamento em conjunto com o esgoto sanitário em estações de tratamento de esgoto (ETE's) (BOCCHIGLIERI, 2005; SOUTO e POVINELLI, 2005; QASIM e CHIANG, 1994).

De acordo com FERREIRA et al. (2009), o tratamento combinado de lixiviado de aterro com esgoto sanitário é uma das alternativas adotadas em vários países.

O baixo custo operacional, bem como a facilidade de manutenção reforçam o uso dessa técnica. Entretanto, a presença de compostos inibidores, como a alta concentração de nitrogênio amoniacal e/ou compostos refratários, podem reduzir a qualidade do efluente gerado na estação de tratamento de esgoto (RENOU et al., 2007).

Na Região Metropolitana de São Paulo, os lixiviados dos aterros: Bandeirantes, São João, Santo Amaro e Vila Albertina são enviados para as ETES Barueri e Suzano, a Figura 22 ilustra o recebimento de lixiviado na Estação Elevatória de Esgoto do Piqueri - SABESP. Na Tabela 16, são apresentadas as proporções entre esgoto sanitário e lixiviado nos afluentes de tais ETES.

Tabela 16 - Proporção entre esgoto e lixiviado nas ETEs Barueri e Suzano

Variáveis	ETE Barueri (2004)			ETE Suzano (2002)		
	Esgoto	Lixiviado	%	Esgoto	Lixiviado	%
Vazão ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	565.229	4.315	0,76	58.507	226	0,39
DBO ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	143.568	13.577	9,46	23.866	980	4,11
DQO ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	305.224	30.363	9,95	43.142	1.960	4,54
Fenol ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	116,54	10,722	9,20	20,65	1,13	5,47
Cádmio ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	3,53	0,054	1,53	1,15	0,01	0,73
Chumbo ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	14,04	0,562	4,00	8,95	0,02	0,025
Cobre ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	68,77	0,144	0,21	14,63	0,01	0,10
Níquel ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	38,62	1,262	3,27	36,6	0,10	0,28
Zinco ($\text{kg}.\text{d}^{-1}$)	266,51	1,540	0,58	148,53	0,14	0,10

Extraído de: BOCCHIGLIERI, 2005.

Figura 22 - Recebimento de Lixiviado na Estação Elevatória de Esgoto do Piqueri (SABESP).

KLIMIUK e JKULIKOWSKA (2006) realizaram experimentos com SBR, variando o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) com dosagens de lixiviado variando de 5 a 25% (v/v) em esgoto sanitário. Com TDH da ordem de 2 dias, obtiveram 97,5% de remoção de matéria orgânica.

FACCHIN et al (2000), conduziram estudos envolvendo o co-tratamento de lixiviado proveniente do aterro sanitário de Extrema (RS), pré-tratado por meio de lagoa aerada, com esgoto sanitário com proporção de até 3,2% (v/v), o que correspondeu a cerca de 101,9 kgDBO.d⁻¹, algo em torno de 11% da carga afluyente comumente tratada na ETE, a qual opera pelo processo de lagoas de estabilização do tipo australiano. Os autores observaram uma boa redução de matéria orgânica (DBO) e compostos nitrogenados (N-NH₄⁺) obtendo efluentes finais com valores, em média, inferior a 50 mgO₂.L⁻¹ e inferior a 7 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, respectivamente.

ÇEÇEN e ÇAKIROGLU (2001) trataram lixiviado do aterro de Gaziantep – Turquia, em conjunto com esgoto sanitário por meio do processo de lodo ativado em batelada, em uma relação variando de 5 a 20% (v/v). Os autores chegaram à conclusão de que quando o percentual do lixiviado é superior a 20% do esgoto de afluyente tratado ou corresponde a 50% da carga de DQO inicial, haverá comprometimento da eficiência do tratamento.

EHRIG (1998) apresenta trabalhos desenvolvidos em laboratório, simulando processos de lodos ativados, onde a adição de lixividos variou de 1 a 16% em volume na mistura com esgoto sanitário. Os valores de DBO e DQO nos efluentes finais foram crescentes com o aumento da proporção de lixiviado adicionado. O aumento efetivo de DBO e DQO nos efluentes finais pode ser resultado da deficiência de nutrientes (fósforo) em comparação à adição de carga orgânica não-biodegradável oriunda do lixiviado.

COSSU et al. (1998), montaram em laboratório duas sequências idênticas de reatores anaeróbios, anóxicos e aeróbios. Uma das linhas foi alimentada com esgoto sanitário e a outra com misturas de lixiviado variando de 1 a 5% (v/v) em relação ao esgoto sanitário. Os resultados obtidos mostraram que a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo e as velocidades de nitrificação e denitrificação foram maiores na linha operada com lixiviado e esgoto sanitário. Durante 12 meses de operação dos sistemas, não foram notados indicativos de inibição do processo biológico nem problemas de instabilidade nos reatores.

DIAMADOPOULOS et al. (1997) propuseram o uso de um reator de lodos ativados operando em bateladas sequenciais em laboratório para o tratamento dos efluentes combinados. Com a adição de lixiviado (DBO de 2000 a 4700 mg.L⁻¹, DQO de 4700 a 12000 mg.L⁻¹ e N-NH₃ de 405 a 920 mg.L⁻¹) no percentual de 10% em volume da

mistura, foram obtidos de 70 a 98% de remoção de DBO e 35 a 50% de remoção de nitrogênio total.

McBEAN et al. (1995), recomendam relação volumétrica entre o lixiviado e esgoto sanitário abaixo de 2%. Grandes volumes de lixiviado adicionados ao sistema de tratamento de esgotos podem ainda resultar em efluentes tratados com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.

HENRY (1987) demonstrou que lixiviados com elevados valores para DQO (24000 mg.L^{-1}) quando combinados até 2% em volume com águas residuárias municipais, não causaram alterações significativas no desempenho de ETE.

Buscando estudar a remoção de nutrientes no tratamento combinado de lixiviado e esgoto, BOYLE e HAM (1974) demonstraram que um lixiviado com DQO de até 10.000 mg.L^{-1} pode ser tratado em uma mistura de 5% (v/v) com esgoto sanitário, sem alterar a qualidade do efluente final, através de processo de lodos ativados com aeração prolongada.

Fato relevante, contudo, é apontado por CAMPOS (2014), no que concerne à qualidade do efluente gerado mediante o tratamento conjugado de lixiviado e esgoto sanitário. Afirma, o referido autor, que as variáveis mais comumente utilizadas para caracterizar a eficiência imposta pelo tratamento na remoção de compostos orgânicos, como DBO, DQO e COT, não possibilitam distinção exata da matéria orgânica biodegradável e da recalcitrante.

BOCCHEGLIERI (2010), citada pelo mesmo autor, conclui, em sua pesquisa com quatro ETE's de São Paulo, que ainda são necessários estudos para a compreensão integral das implicações advindas do tratamento em conjunto de lixiviado e esgoto sanitário, em relação a diversos aspectos tais como os efeitos tóxicos aos processos biológicos, qualidade do lodo e do efluente do tratamento.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Instalação e Configuração das Unidades Experimentais.

A pesquisa foi desenvolvida por meio de experimento em escala piloto, sendo colocados em operação dois sistemas de lodos ativados de mesmo dimensionamento, diferindo pela introdução em um deles de elementos plásticos (biomídias) para o desenvolvimento de biomassa aderida, configurando um sistema híbrido do tipo IFAS (*Integrated Fixed-film Activated Sludge System*). As unidades piloto foram instaladas no Campo Experimental de Tratamento de Esgoto do Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

Ressalta-se que essas duas pilotos foram inicialmente operadas por FUJII (2011), em seu estudo comparativo na remoção de nitrogênio no esgoto sanitário; sendo mantido, portanto, o mesmo dimensionamento e configuração assim como as nomenclaturas para designá-las. Como consequência, foram utilizados, para efeito de ilustração das unidades operacionais, os mesmos desenhos esquemáticos.

Dessa forma, a piloto que operou como Lodo Ativado Convencional, foi designada por LAC, enquanto que a outra, na forma híbrida, foi denominada LAI – Lodo Ativado Integrado.

O esgoto sanitário que alimentou as unidades piloto era proveniente do CRUSP – Conjunto Residencial da USP, sendo recalcado para a área dos processos, no CTH, por meio de uma elevatória.

Essa elevatório consta de um poço de sucção executado em concreto armado, com duas bombas submersíveis (sendo utilizada apenas uma, e a outra mantida para eventuais manutenção ou problemas), comporta para fechamento da chegada de esgoto, válvulas de retenção e acessórios para manobra de bloqueio dos conjuntos de descarga da linha de recalque, além de um painel de controle. A Figura 23 ilustra essa unidade.

Figura 23 - Unidade elevatória de esgoto bruto.

Na chegada ao CTH, o esgoto bruto era submetido a um tratamento preliminar por peneiramento e desarenação, sendo posteriormente recalcado por meio de um bomba de deslocamento positivo, com velocidade ajustável por inversor de frequência, para a área em que as pilotos estavam instaladas. A Figura 24 mostra o tratamento preliminar.

Figura 24 - Unidades do tratamento preliminar: (a) peneiramento e canal de areia; (b) bomba de transferência do esgoto pré-tratado.

(a)

(b)

Para alimentação das unidades piloto utilizadas no presente trabalho o esgoto pré-tratado era descarregado em um reservatório elevado de equalização com 2.000 L de volume total, composto por duas caixas de fibro-cimento de 1.000 L de volume unitário.

Da equalização o esgoto era transferido por gravidade para o decantador primário sob vazão controlada de forma a manter o tempo de detenção hidráulica entre uma e duas horas. O esgoto decantado, por sua vez, era descarregado em uma caixa de 500 L de volume útil total de onde, por fim, seria recalcado para a entrada dos dois tanques de aeração mediante duas linhas de recalque independentes. Foram utilizadas duas bombas de deslocamento positivo, marca Netzsch, tipo NEMO. Na sequência da linha de escoamento, os efluentes dos tanques de aeração eram encaminhados por gravidade para os decantadores secundários, o mesmo ocorrendo em relação à descarga do efluente final.

As Figuras 25, 26 e 27 apresentam uma vista das unidades de tratamento e sistemas de apoio. As unidades TQ1 e DEC1, na Figura 25, compõem o tratamento biológico do sistema 1, LAC, e correspondem aos reatores biológicos (câmara anóxica e tanque de aeração) e decantador secundário. As unidades TQ2 e DEC 2 pertencem ao sistema 2, LAI. Os bombeamentos das vazões de retorno de lodo ativado e reciclo interno de lodo ativado para as câmaras anóxicas de pré-desnitrificação foram realizados com bombas de deslocamento positivo marca Netzsch, tipo NEMO, dotadas de inversor de frequência.

Uma única linha de ar comprimido alimenta em paralelo os dois tanques, com vazões controladas por válvulas independentes. Cada câmara anóxica possuía um misturador. Os reatores biológicos do sistema LAI, receberam adição de biomédias. Foi utilizado o produto K1 fabricado pela empresa Anox Kaldnes[®], atualmente pertencente ao grupo Veolia Water, com área superficial específica (protegida) de 300 m².m⁻³ de material suporte. A fração de enchimento dos reatores biológicos, anóxico e aeróbio, foram de 0,3 e 0,5, respectivamente. Tais biomédias podem ser observadas na Figura 28.

Nos compartimentos anóxicos foram instalados sensores para monitoramento de pH e temperatura, enquanto que nos compartimentos aerados foram instalados sensores de oxigênio dissolvido. Os decantadores secundários possuíam raspadores acionados por conjuntos moto-redutores elétricos. As bombas, raspadores dos decantadores secundários e misturadores das câmaras anóxicas possuíam sistemas de acionamento de velocidade variável.

Figura 25 - Vista geral das Unidades de Tratamento.

Figura 26 - Painel de interface da instrumentação.

Figura 27 - Painel de controle dos equipamentos.

Figura 28 - Biomídia K1 – Anox Kaldnes®,

Na Figura 29 apresenta-se o perfil hidráulico das unidades que compõem os sistemas de tratamento em escala piloto

Figura 29 - Perfil hidráulico dos sistemas em escala piloto.

4.2. Descrição das Unidades de Tratamento em Escala Piloto

4.2.1. Tratamento Primário

Foi utilizado um único decantador primário, constituído de reservatório de fibrocimento de $0,8 \text{ m}^3$ de volume útil, para atender aos dois sistemas que operaram em paralelo. A vazão de alimentação do decantador primário com o esgoto proveniente do tratamento preliminar foi mantida de forma a resultar em taxa de escoamento e eficiência típicos de decantadores primários de sistemas de lodo ativado.

4.2.2. Tratamento Bilógico

Os reatores biológicos de ambos os sistemas piloto foram construídos em chapas de acrílico e divididos, cada um, em dois compartimentos, sendo que o primeiro foi provido de um misturador, trabalhando como câmara anóxica de pré-desnitrificação. O segundo compartimento operou como câmara aerada, contando com 4 difusores de bolhas finas de membrana, instalados em seu fundo para a distribuição do ar fornecido por compressor. As características básicas dos reatores são apresentadas na Tabela 17. A Figura 30 ilustra a configuração dos reatores. As dimensões são as mesmas para os dois sistemas, diferindo apenas pela existência ou não de biomédias.

Figura 30 - Desenho esquemático dos reatores biológicos.

Cada piloto possuía um decantador secundário de seção circular em planta, fabricados em acrílico e com raspadores de parede acionados por motor elétrico. A Figura 31 ilustra essa unidade, As principais características dos decantadores secundários são:

- Área superficial: 0,785 m²;
- Volume útil: 1,47 m³.

Tabela 17 - Volume dos reatores biológicos

Reator	Câmaras anóxicas	Tanques de aeração
Volume total (m ³)	0,28	0,66
Volume útil (m ³)	0,22	0,52
Fração do volume de reatores (%)	30	70

Figura 31 - Desenho esquemático do decantador secundário.

4.3. Lixiviado de Aterro Sanitário Utilizado na Pesquisa.

Com o intuito de atender ao escopo desse projeto, foi utilizado durante toda a pesquisa, lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Caieiras (CTR-Caieiras).

O referido aterro localiza-se no município de Caieiras, no Estado de São Paulo, situado próximo à Rodovia dos Bandeirantes, km 33, sendo gerido pela empresa Essencis Soluções Ambientais S.A. A Figura 32 ilustra sua área de instalação.

Figura 32 - Localização da CTR-Caieiras.

Extraído de: CANDIANI, 2011

A CTR-Caieiras destaca-se como uma central de tratamento e destinação final de resíduos sólidos urbanos e industriais, tendo obtido licença de operação para iniciar suas atividades em 2002.

Atualmente, o aterro recebe em média 8000 tRSU.d⁻¹, sendo a maior parcela oriunda de São Paulo, apresentando uma capacidade volumétrica de cerca de 23000000m³, sendo composto por seis fases e vida útil estimada em aproximadamente 30 anos. Destaca-se que as fases 1 e 2 já estão encerradas, e a fase 3 encontra-se em operação, enquanto que as demais fases estão sendo implantadas (CANDIANI, 2011).

O lixiviado gerado, portanto, na fase 3, possui características que o permitem classificá-lo como novo, como já discutido no item 3.2 da seção 3. Foi justamente esse lixiviado,

coletado junto à estação elevatória do Piqueri, como ilustrado na Figura 19, que foi utilizado no decorrer da pesquisa.

Semanalmente eram coletados cerca de 800 L de lixiviado e acondicionados num reservatório para equalização e alimentação dos processos. O monitoramento de sua real composição era feita periodicamente em conjunto com as demais análises envolvendo o controle dos processos.

Sua vazão de alimentação era introduzida na câmara anóxica de cada sistema, mediante o uso de uma bomba peristáltica de marca Ismatec, modelo BVP, que permitia os eventuais ajustes necessários para controle da contribuição de carga. A Figura 33 representa essa operação.

Figura 33 - Dosagem de lixiviado nas pilotos – (a) bomba peristáltica com canais independentes; (b) detalhe da alimentação do lixivido nas câmaras anóxicas.

4.4. Delineamento Experimental

Com o intuito de avaliar comparativamente os possíveis impactos produzidos pela carga de lixiviado introduzida nos dois sistemas, as unidades pilotos foram operadas simultaneamente com as mesmas imposições operacionais, ou seja, mesma idade do lodo, relação alimento/microrganismos e dosagem de lixiviado.

A fim de atender ao escopo desse trabalho, cada sistema operou em três fases, variando-se a contribuição do lixiviado na composição da carga orgânica afluyente.

A Tabela 18 apresenta um resumo das condições operacionais e proporção de lixiviado em cada fase.

Tabela 18 - Condições operacionais mantidas nos reatores.

Fases	Relação A/M (kgDBO.kgSSV ⁻¹ .d ⁻¹)	LAC/LAI		Lixiviado (% m/m)
		θ_c global (d)	θ_c aeróbio (d)	
1	0,2	9	6,3	5
2	0,2	9	6,3	10
3	0,2	9	6,3	20

A vazão afluyente a cada sistema foi obtida com base na composição da parcela da carga orgânica proveniente do esgoto e do lixiviado, ambas expressas em termos de DBO. As Equações (50) e (51) apresenta os cálculos envolvidos na determinação das vazões de cada parcela, e a Equação (52), para a vazão total.

$$Q_{\text{esgoto}} = \frac{(A/M * V_r * X_v * P)}{DBO_{\text{esgoto}}} \quad \text{Equação (50)}$$

$$Q_{\text{lix}} = \frac{(A/M * V_r * X_v * P)}{DBO_{\text{lix}}} \quad \text{Equação (51)}$$

$$Q_{\text{total}} = Q_{\text{esgoto}} + Q_{\text{lix}} \quad \text{Equação (52)}$$

Onde:

A/M = relação alimento-microrganismo (kgDBO.kgSSV⁻¹.d⁻¹);

P = percentual da carga aplicada (0,95; 0,9 e 0,8 para esgoto e 0,05; 0,1 e 0,2 para lixiviado, respectivamente em cada fase);

$Q_{\text{esgoto}} = (\text{m}^3.\text{d}^{-1})$;

$Q_{\text{lix}} = \text{vazão de lixiviado} (\text{m}^3.\text{d}^{-1})$;

$Q_{\text{total}} = \text{vazão total aplicada ao sistema} (\text{m}^3.\text{d}^{-1})$.

Utilizou-se bombas marca Netzsch, tipo NEMO, com capacidade de até cerca de 150 L.h⁻¹. A vazão de retorno de lodo foi considerada, para efeito de dimensionamento, como sendo da mesma ordem de grandeza à vazão de esgoto, sendo recalcado através de elevatórias de mesma capacidade que às de esgoto afluyente. Foram previstas também elevatórias de recirculação do lodo do compartimento aerado para o compartimento

anóxico (reciclo interno), instalando-se bombas marca Netzsch, tipo NEMO, com capacidade de até cerca de 450 L.h⁻¹, ou cerca de três vezes a vazão de esgoto afluente.

Para efeito de controle da idade do lodo, era descartado diariamente um volume de lodo de excesso a partir da linha de retorno de cada piloto. Esse volume era ajustado continuamente em função dos resultados das análises laboratoriais para determinação das variáveis envolvidas. Na Equação (53) apresenta a fórmula utilizada.

$$Q_w = \frac{[V_r * X_r - (R_s * Q_{total} * X_e)]}{R_s * (X_r - X_e)} \quad \text{Equação (53)}$$

Sendo que:

Q_w = vazão de descarte de lodo (m³.d⁻¹);

X_e = sólidos em suspensão voláteis no efluente (mg.L⁻¹);

X_r = sólidos em suspensão voláteis no lodo de retorno (mg.L⁻¹).

O sistema de aeração utilizado foi do tipo ar difuso, empregando-se difusores de bolha fina de EPDM, gentilmente cedida pela empresa AQUAMEC. Para altura útil de 0,80 m, a capacidade de transferência de oxigênio teórica pode ser estimada em cerca de 4%. As correções para as condições de campo foram diferentes entre as duas unidades piloto, em vista que o sistema LAC trabalhou no intervalo de 1,0 a 3,0 mg.L⁻¹ de concentração de oxigênio dissolvido no tanque, enquanto que o sistema LAI operou no intervalo de 3,0 a 4,0 mg.L⁻¹.

Os decantadores secundários trabalharam com uma vazão média de alimentação em torno de 2 m³.d⁻¹, com razão de recirculação de lodo de 0,5.

Diariamente as vazões de alimentação de esgoto sanitário, de lixiviado, de retorno e de recírculo, eram devidamente aferidas e ajustadas sempre que necessário, assim como a concentração de OD nos tanques de aeração.

Os equipamentos instalados nas unidades piloto foram inspecionados diariamente e calibrados periodicamente.

4.5. Sistema de Monitoramento

A fim de avaliar a influência da dosagem de lixiviado em conjunto com esgoto sanitário na eficiência de tratamento e na composição da biomassa, bem como comparar os dois sistemas operados, foram monitorados, ao longo da pesquisa, diversas variáveis que permitiam acompanhar a evolução dos processos. A seguir são detalhados os pontos e as determinações laboratoriais realizadas.

4.5.1. Monitoramento das Características do Afluente e Efluentes

Para efeito de monitoramento das características físico-químicas e biológicas do afluente e dos efluentes produzidos pelos processos, foram estabelecidos os seguintes pontos de amostragens:

- Ponto 1 = Esgoto sanitário à saída do decantador primário;
- Ponto 2 = Lixiviado de Aterro Sanitário no reservatório de equalização;
- Ponto 3 = Efluente final, sistema LAC;
- Ponto 4 = Efluente final, sistema LAI.

As variáveis monitoradas e as frequências das análises laboratoriais são apresentadas na Tabela 19. Todas as metodologias analíticas utilizadas seguiram à 21ª edição do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, da APHA / AWWA / WEF (2005).

Tabela 19 - Variáveis monitoradas, pontos de amostragem e frequência analítica.

Variáveis	Pontos de Amostragem	Frequência das Análises	Referência Standard Methods
DQO – total	1, 2, 3 e 4	2 x semana	Método – 5220-B
DQO –filtrada	2 e 3	2 x semana	Método – 5220-B
DBO _{5,20} – total	1, 2, 3 e 4	2 x semana	Método – 5210-B
DBO _{5,20} – filtrada	2 e 3	2 x semana	Método – 5210-B
COD - filtrado	2 e 3	2 x semana	Método – 3510-B
Nitrogênio Total Kjeldahl	1, 2, 3 e 4	2 x semana	Método – 4500-B
Nitrogênio Amoniacal	1, 2, 3 e 4	2 x semana	Método – 4500-B/C
Nitrito	2 e 3	2 x semana	Método – 4110-B
Nitrato	2 e 3	2 x semana	Método – 4110-B
Fósforo Total	1, 2	1 x 15 dias	Método 4500-P
Série Completa de Sólidos	1, 2, 3 e 4	2 x semana	Método – 2540
Alcalinidade	1, 2, 3 e 4	2 x semana	Método – 2320-B
pH	1, 2, 3 e 4	2 x dia	Método – 4500H ⁺ -B
Temperatura	1, 2 e 3	2 x dia	Método – 2550-B
Toxicidade Aguda	1*, 2*, 3 e 4	1 x semana	ABNT – NBR 127113

(*) amostra composta representando a mesma relação obtida na vazão total de alimentação

4.5.2. Monitoramento das Características dos Lodos dos Reatores Biológicos

A avaliação das características da biomassa em suspensão e aderida contidas nos processos foram monitoradas ao longo do estudo, permitindo avaliar a influência do lixiviado em cada fase de operação. Abaixo, os pontos de amostragem estabelecidos.

- Ponto 5 = Lodo do tanque de aeração do sistema LAC;

- Ponto 6 = Lodo do tanque de aeração do sistema LAI;
- Ponto 7 = Lodo de retorno do sistema LAC;
- Ponto 8 = Lodo de retorno do sistema LAI;
- Ponto 9 = Lodo reciclo interno do sistema LAC;
- Ponto 10 = Lodo reciclo interno do sistema LAI.

A Tabela 20 apresenta um resumo do controle laboratorial executado nos lodos provenientes de cada ponto de amostragem. Em relação aos ensaios de respirometria do processo LAI, foram feitas determinações do conteúdo total do tanque (lodo em suspensão e biomédias) e apenas do lodo em suspensão.

Tabela 20 - Variáveis monitoradas nos lodos, ponto de amostragem e frequências.

Variável	Pontos de Amostragem	Frequência das Análises	Observações
Série Completa de Sólidos	5, 6, 7, 8, 9 e 10	2 x semana	Método – 2540
Oxigênio Dissolvido	5 e 6	contínuo	Marca Prominent - modelo Dulctest DO2
pH	5 e 6	contínuo	Marca Promient – modelo Dulcotes PHE-112
Temperatura	5 e 6	contínuo	Termômetro de mercúrio
Microbiologia (microscopia)	5 e 6	1 x semana	Marca Olympus CH-2
Respirometria	5 e 6	1 x semana	Marca Beluga

4.5.3. Caracterização da Biomassa Aderida

Ao longo do estudo foi realizado o monitoramento da biomassa aderida às biomédias presentes no sistema LAI.

O método empregado para extração do biofilme do meio suporte seguiu a sequência abaixo.

- Em cada determinação, foram coletados suportes plásticos do tanque de aeração, separando-os com auxílio de uma peneira;
- As biomídias coletadas eram transferidas para um frasco do tipo falcon – Figura 34-a – até completar seu volume de 40 mL (35 unidades), adicionando-se, em seguida, água destilada;
- O frasco era mantido em vibração durante 10 minutos para a pré-soltura do material aderido;
- O conteúdo do frasco era transferido para uma cápsula de porcelana e cada elemento raspado em suas superfícies externa e interna com escova de uso odontológico (Figura 34-b);
- Ao mesmo tempo da raspagem, os suportes eram lavados com água desionizada, recolhendo-se todo o volume produzido em um bécker (Figura 34-c).

Em seguida, eram realizadas as determinações das concentrações de SST e SSV de todo o material extraído; para determinação de NTK e Fósforo total, o conteúdo do bécker era diluído em 200 mL e, posteriormente, analisado. A Figura 49 ilustra essas etapas, bem como a comparação das biomídias antes e após a extração do biofilme (34-d).

Figura 34 - Procedimento experimental para extração da biomassa aderida – (a) biomédias com biofilme no tubo falcon; (b) detalhe da biomédia com biofilme; (c) biomassa aderida após a soltura; (d) comparação da biomédia antes e após a soltura.

(a)

(b)

(c)

(d)

4.5.4. Respirometria

A determinação de respirogramas, ou da Taxa de Consumo de Oxigênio – TCO, considera as variações na taxa de respiração do lodo em consequência do tipo de substrato acrescido ao sistema e da velocidade de degradação de parte da biomassa (ANDREOTTOLA, 2005), representando o comportamento metabólico dos microrganismos presentes na degradação do substrato (FERREIRA et al., 2003).

O consumo de oxigênio pode se desenvolver em duas fases principais:

- Respiração Exógena – quando o consumo de oxigênio se dá pela degradação de substrato externo à célula bacteriana;
- Respiração Endógena – quando o consumo de oxigênio se dá pela degradação de substrato presente na própria célula bacteriana.

A Equação (54) representa esse fenômeno:

$$r = r_s + r_{\text{end}} \quad \text{Equação (54)}$$

Onde:

r = taxa de respiração total ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

r_s = taxa de respiração exógena ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

r_{end} = taxa de respiração endógena ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$).

Durante a fase exógena, o consumo de oxigênio pode ser influenciado pelo tipo de substrato presente no esgoto, dessa forma, tem-se:

- Substrato rapidamente biodegradável (solúvel) – elevada velocidade de consumo de oxigênio;
- Substrato lentamente biodegradável (particulado) – menor velocidade de consumo de oxigênio que a anterior, porém, superior à endógena.

Em condições endógenas a respiração do lodo tende a uma contínua utilização de oxigênio a uma velocidade relativamente constante e de pouca relevância (ANDREOTTOLA, 2005).

A obtenção da TCO leva em conta o emprego de equipamentos denominados Respirômetros, os quais consistem em um medidor de OD acoplado a um computador, onde os dados da concentração de oxigênio em função do tempo são armazenados e posteriormente tratados estatisticamente por um software, e então apresentados na forma de diagramas da TCO em função do tempo.

De acordo com VAN HAANDEL e MARAIS (1999), são necessários o consumo de oxigênio de 2 a 3 mgO_2/L para se ter respirogramas confiáveis.

A Figura 35 apresenta o modelo de respirômetro utilizado na investigação experimental dessa tese. Trata-se de um equipamento modelo Beluga S32c, do tipo aberto e semi-

contínuo, desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da UFCG – Universidade Federal de Campina Grande (CATUNDA *et al.*, 1996).

Figura 35 - Respirômetro modelo Beluga S32c, do tipo aberto e semi-contínuo.

Com o intuito de minimizar a influência de possível transferência do gás oxigênio atmosférico para a massa líquida empregada no teste, foi desenvolvido um pequeno reator com tampa e abertura para introdução da sonda, hélice de agitação e aeradores. Ressalta-se que a hélice utilizada para promover a mistura do lodo foi feita de plástico a fim de não causar ruído no sinal da sonda para o equipamento.

A fim de garantir uma maior igualdade de condições operacionais e maior sensibilidade na comparação dos resultados, os ensaios respirométricos com os lodos dos processos LAC e LAI foram realizados de forma simultânea na maioria das vezes. A Figura 31 ilustra todo o aparato empregado no teste.

Figura 36 - Reator utilizado nos testes respirométricos, (a) reator e haste para mistura, (b) sistema montado para realização do teste. (c) aparato montado para testes simultâneos.

(a)

(b)

(c)

O princípio de funcionamento é relativamente simples: através do software instalado no computador é possível controlar o acionamento e desligamento dos aeradores quando a concentração de OD é menor ou maior do que o valor de referência pré-estabelecido para o teste. Dessa forma, ao longo do procedimento, os aeradores serão ligados e desligados de acordo com a concentração de oxigênio na fase líquida. Nos intervalos

dessas ocorrências, a sonda de OD enviará os valores medidos ao computador, determinando-se a TCO de forma semi-contínua, como demonstra a Equação (55).

$$TCO = \frac{dO}{dt} = \frac{OD_{max} - OD_{min}}{t_1 - t_0} \quad \text{Equação (55)}$$

A Figura 37 demonstra um esquema de sistema automatizado de aquisição de dados da TCO em função do tempo.

Figura 37 - Esquema operacional para geração de testes respirométricos.

4.5.4.1. Testes Respirométricos para Determinação da Atividade de Bactérias Autotróficas (Nitrificação)

Para realização dos testes respirométricos com o intuito de avaliar a atividade das bactérias autotróficas (nitritantes e nitratantes) presentes no lodo biológico de sistemas de Lodos ativados, são empregados substratos específicos para cada grupo.

A adição desse substrato causará o consumo de OD ao longo do tempo em função das reações metabólicas ocasionadas pelas bactérias presentes no teste, sendo possível, assim, obter a TCO.

A Tabela 21 relaciona os substratos utilizados para o estudo das bactérias do gênero *Nitrossomona* e *Nitrobacter*.

Tabela 21 - Substratos para os testes respirométricos com bactérias autotróficas nitrificantes

Grupo de bactéria	Substrato Específico	Oxidante
Bactérias autotróficas nitritadoras	Cloreto de Amônio (NH_4Cl)	Oxigênio
Bactérias autotróficas nitradoras	Nitrito de Sódio (NaNO_2)	Oxigênio

A seguir, detalha-se a metodologia empregada para realização do teste:

- Inicialmente liga-se o respirômetro e aguarda-se 10 minutos para então se calibrar o eletrodo de oxigênio com o valor de saturação da temperatura ambiente e altitude local;
- Retira-se uma alíquota (2 litros) do liquor misto do sistema de Lodo ativado sob condições estacionárias, desenvolvendo nitrificação. Esta alíquota será submetida à agitação e aeração controlada (condições previamente configuradas no respirômetro), afim de que todo substrato extracelular disponível no liquor misto seja utilizado, estabelecendo uma TCO mínima e constante correspondente à respiração endógena (TCO endógena);
- Estabelecida a respiração endógena, a alíquota será separada em duas partes sendo 1 litro utilizado para análises de caracterização físico-químicas, como controle sem adição de substrato, e a outra alíquota (1 litro) efetivamente para o teste; deve-se realizar a determinação da alcalinidade do meio e, caso necessário, a adição externa (solução de NaHCO_3) com o intuito de que tal variável não seja limitante para o processo;
- Após atingir a TCO endógena será adicionado o substrato específico (Cloreto de Amônia ou Nitrito de Sódio). Deve-se adicionar uma quantidade suficiente de substrato para que o mesmo não seja limitante do processo ($\text{substrato} \gg K_s$), permitindo que a nitritação ou nitratação se desenvolva sob taxa máxima;
- Determina-se então a TCO em função do tempo, inicialmente tendo-se uma TCO alta e constante (TCO máxima ou exógena), correspondente à taxa máxima de nitrificação;
- A TCO permanecerá alta até que se conclua o consumo do substrato, observando-se então uma repentina diminuição, até que se obtenha o valor que existia antes da adição, ou seja, da TCO endógena;

- Ainda, em paralelo, para efeito de controle, devem-se retirar alíquotas do liquor misto (10 mL) durante o teste com intervalos de 10 minutos e logo em seguida adicionar sulfato de mercúrio para inibir a atividade biológica. As alíquotas devem ser centrifugadas por 15 minutos à 3500rpm, e o sobrenadante ser utilizado para a determinação de amônia, nitrito e nitrato em função do tempo.

A taxa de utilização máxima de amônia ($r_{n(\text{NITRIT})}$) e de nitrito ($r_{n(\text{NITRAT})}$) podem ser obtidas com o emprego das Equações (31) e (32) descritas na seção 3.1.2.1.2.2, e, de posse desses valores, obter suas respectivas taxas máximas de crescimento ($\mu_{\max}$), com base na Equação (30) na mesma seção.

Dentro do mesmo teste é possível, ainda, determinar a constante de meia saturação (K_n), cujo valor é igual à concentração do substrato quando $\frac{1}{2}\mu = \mu_{\max}$ ou $\text{TCO}_n = \frac{1}{2}\text{TCO}_{n.\max}$. A importância dessa constante se deve ao fato de que quando a TCO começa a decrescer, o substrato (amônia ou nitrito) torna-se um fator limitante para o crescimento das bactérias nitrificantes.

A seguir, apresenta-se a metodologia utilizada.

- Após um teste respirométrico onde se adicionou um substrato de amônia ou nitrito, com uma concentração conhecida, obte-se um respirograma;
- Através do respirograma e dos dados armazenados no Excel, determina-se o momento em que a TCO_n é metade da máxima ($\text{TCO}_n = \frac{1}{2}\text{TCO}_{n.\max}$);
- Após determinar a TCO_n , determina-se a área hachurada que corresponde ao substrato residual em (mgO.L^{-1}), através da soma de trapézios;
- Por fim, calcula-se a concentração do substrato amônia ou nitrito, como a razão do valor da área hachurada pelos respectivos coeficientes estequiométricos de oxigênio por mol do substrato considerado ($K_n = \text{amônia} / 4,57$ e $K_n = \text{nitrito} / 1,14$).

A Figura 38 apresenta um respirograma com área hachurada para cálculo do K_n .

Figura 38 - Exemplo de curva para cálculo da Constante de Meia Saturação (K_n).

Extraído de: PORTO, 2007 (adaptado)

De acordo com ABREU et al (2000), os valores obtidos por diversos autores para as constantes cinéticas de nitrificação apresentam uma grande dispersão, tendo-se valores para μ_m entre 0,1 e 1,0 d^{-1} com média em torno de 0,4 d^{-1} , para b_n entre 0,0 a 0,1 d^{-1} com média de 0,04 d^{-1} e K_n entre 0,0 e 2,0 $mg.L^{-1}$ com média de 0,5 $mg.L^{-1}$. O referido autor sugere que parte dessa grande dispersão possa ser atribuída a técnicas experimentais diferentes empregadas para determinar as constantes, mas que as diferenças na composição das águas residuárias empregadas nos testes, indicam que as constantes variam de uma para outra.

Com o intuito de validar o ensaio de respirometria, é possível avaliar a recuperação do substrato aplicado no teste. A área da curva compreendida entre a TCO endógena e a TCO exógena representa o consumo de oxigênio para a utilização do substrato, o qual é equivalente à concentração do substrato empregado; para tanto, procede-se na integração dessa área obtida no respirograma (PORTO, 2007).

Para a área obtida em respirograma referente às nitritadoras, deve-se dividir esse valor por 4,57; para nitradoras, por 1,14, e para acetato compara-se a concentração de oxigênio teórica (1/3 da DQO aplicada na forma de acetato) com a calculada no teste.

A Figura 39 ilustra esse procedimento.

Figura 39 - Exemplificação de cálculo de área para validação do teste.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos durante toda a fase experimental. Como sequenciamento optou-se por organizar as seções inicialmente apresentando a caracterização do afluente às pilotos (esgoto decantado e lixiviado) e as condições operacionais vigentes, seguida das três fases experimentais (contribuição de lixiviado de 5, 10 e 20%), considerando-se os parâmetros de interesse que permitiram uma avaliação comparativa entre os processos referentes à eficiência de remoção de: sólidos; matéria orgânica e nitrogenada; nitrificação e atividade metabólica das bactérias autotróficas e heterotróficas, bem como das constantes cinéticas envolvidas no processo e da remoção de toxicidade.

Posteriormente, realizou-se uma avaliação global de todo o processo, com o intuito de ter a dimensão exata da evolução de cada sistema ao longo das diferentes fases.

5.1. Caracterização do Afluente às Pilotos

A composição média do esgoto decantado e do lixiviado de aterro sanitário (Pontos 1 e 2) que compuseram o afluente dos processos biológicos ao longo das três fases de operação, são apresentados nas Tabelas 22 e 23.

Tabela 22 - Caracterização do esgoto sanitário decantado antes da adição do lixiviado ao longo de experimento.

Variável	1ª Fase (5% de lixiviado)			2ª Fase (10% de lixiviado)			3ª Fase (20% de lixiviado)		
	Nº de dados	Média	Desvio Padrão	Nº de dados	Média	Desvio Padrão	Nº de dados	Média	Desvio Padrão
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	19	493	89	8	435	31	20	441	107
DBO _{5,20} total (mgO ₂ .L ⁻¹)	19	210	21	8	200	5,3	20	238	44
COD (mgC.L ⁻¹)	19	51	9	8	50	9	20	58	21
SST (mg.L ⁻¹)	19	93	30	8	104	25	20	133	35
NTK (mgN.L ⁻¹)	19	81	4	8	85	7,5	20	65	10,4
NH ₄ ⁺ -N (mgN .L ⁻¹)	19	65	3	8	74	3,7	20	51	7
P _{total} (mgP .L ⁻¹)	8	5	1	5	4	2,2	20	5	0,8
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	19	147	36	8	185	12	20	210	35
pH	19	6,7	0,3	8	6,9	0,2	20	6,9	0,4
Temperatura (°C)	19	23	1,8	8	24	1,4	20	23	1,5

Tabela 23 - Caracterização do lixiviado ao longo de experimento

Variável	1ª Fase (5% de lixiviado)			2ª Fase (10% de lixiviado)			3ª Fase (20% de lixiviado)		
	Nº de dados	Média	Desvio Padrão	Nº de dados	Média	Desvio Padrão	Nº de dados	Média	Desvio Padrão
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	19	3982	360	8	3845	200	20	4551	460
DBO _{5,20} total (mgO ₂ .L ⁻¹)	19	1369	89	8	1170	111	20	2042	204
COD (mgC.L ⁻¹)	19	965	33	8	1176	148	20	831	137
NTK (mgN.L ⁻¹)	19	2331	313	8	2036	537	20	2055	523
NH ₄ ⁺ -N (mgN.L ⁻¹)	19	2075	328	8	1826	456	20	1866	510
P _{total} (mgP.L ⁻¹)	8	10,5	4,5	5	12,2	4	20	8,3	2
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	19	10252	1080	8	10090	1274	20	9856	1200
pH	19	8,3	0,1	8	8,1	0,01	20	8,6	0,3

De uma forma geral, o esgoto sanitário decantado manteve-se relativamente estável ao longo das três fases experimentais, muito possivelmente pelo fato da linha de recalque de esgoto bruto não receber contribuições de águas pluviais ou de infiltração. O mesmo pode ser observado em relação ao lixiviado, cujo desvio situou-se em cerca de 10%.

No que diz respeito à composição do esgoto sanitário decantado, comparando os resultados médios obtidos com os valores típicos de literatura apresentados da Tabela 1, observam-se valores de DBO e DQO compatíveis com esgoto médio, já os valores de NTK e NH₄⁺ são semelhantes ao de esgoto concentrado, enquanto que as demais variáveis se enquadram como esgoto diluído. É bem provável que tal composição peculiar seja provocada pela contribuição do esgoto produzido pelo restaurante central e a presença de banheiros proporcionando um maior volume de urina, logo, valores altos para os compostos nitrogenados.

Já o lixiviado de aterro sanitário utilizado na pesquisa, quando comparado seus valores médios com os apresentados na Tabela 12, percebe-se que os resultados obtidos para as variáveis DBO e DQO o enquadram como lixiviado proveniente de aterro sanitário intermediário, oscilando a relação DBO/DQO entre 0,3 e 0,4; enquanto que os resultados obtidos para NTK e NH₄⁺, são típicos de lixiviado de aterro sanitário novo.

Os valores de alcalinidade são condizentes com cerca de 24% dos aterros sanitários brasileiros estudados por SOUTO e POVINELLI (2007) e os de pH com cerca de 28%.

Com a variação da contribuição de lixiviado em cada fase na composição da vazão aplicada às pilotos, a Tabela 23 apresenta os valores médios calculados referentes à caracterização do afluente real ao longo da pesquisa, obtidos por balanço de massa.

Tabela 24 - Caracterização real do afluente aplicado às pilotos – Principais Variáveis

Variável	1ª Fase (5% de lixiviado)	2ª Fase (10% de lixiviado)	3ª Fase (20% de lixiviado)
	Média	Média	Média
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	510	500	610
DBO _{5,20} total (mgO ₂ .L ⁻¹)	220	220	290
COD (mgC.L ⁻¹)	59	71	84
NTK (mgN.L ⁻¹)	110	160	230
NH ₄ ⁺ -N (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	60	110	120
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁺¹)	200	400	600

Como se pode observar ao longo do estudo, há uma relativa estabilidade nos valores aplicados referentes a concentração de matéria orgânica; já em relação aos compostos nitrogenados percebe-se um gradual aumento de uma fase para outra em função das concentrações elevadas no lixiviado.

5.2. Condições Operacionais

5.2.1. Variáveis de Entrada

No tocante às variáveis de entrada impostas aos sistemas em cada fase da pesquisa, foi possível manter uma normalidade dos valores em cada piloto, sobretudo, devido à estabilidade do afluente composto. As Tabelas 24 e 25 apresentam os valores médios de vazão afluente (vazão de esgoto, lixiviado e total) e tempo de detenção hidráulico global e aeróbio de cada piloto.

Tabela 25 - Quadro resumo dos valores médios das condições operacionais da piloto LAC.

	Q_{esgoto} $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	$Q_{\text{lixiviado}}$ $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	Q_{total} $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	$\text{TDH}_{\text{global}}$ d	$\text{TDH}_{\text{aeróbio}}$ d
1ª Fase (5%)	2,20	0,02	2,22	0,38	0,25
2ª Fase (10%)	2,15	0,04	2,19	0,37	0,25
3ª Fase (20%)	1,95	0,08	2,03	0,40	0,27

Tabela 26 - Quadro resumo dos valores médios das condições operacionais da piloto LAI.

	Q_{esgoto} $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	$Q_{\text{lixiviado}}$ $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	Q_{total} $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	$\text{TDH}_{\text{global}}$ d	$\text{TDH}_{\text{aeróbio}}$ d
1ª Fase (5%)	1,69	0,01	1,70	0,48	0,32
2ª Fase (10%)	1,69	0,03	1,72	0,48	0,32
3ª Fase (20%)	1,69	0,07	1,75	0,48	0,40

Deve-se ressaltar que, em relação a piloto LAI, os valores de vazão foram obtidos com base apenas na biomassa em suspensão, não levando em conta a parcela aderida; e o TDH – global e aeróbio – obtido é superior aos sugeridos pela literatura, como apresentado na Tabela 9 da seção 3.1.2.2.

Pode-se notar que, como discutido na seção 3.43, a maioria dos trabalhos abordando o tratamento conjugado de esgoto sanitário e lixiviado, baseiam-se na relação volume:volume para expressão de carga aplicada, o que torna difícil a compreensão da real eficiência e impactos no processo, na medida em que não se permite conhecer a parcela de carga devido exclusivamente ao lixiviado.

Ao se propor nortear esse estudo levando-se em conta a contribuição em termos de porcentagem da carga de lixiviado na composição da vazão afluente, espera-se permitir uma melhor avaliação dos sistemas.

5.2.2. Variáveis de Controle

As Tabelas 27 e 28 apresentam os valores de carga orgânica (CO); carga orgânica volumétrica (COV), carga nitrogenada (CN) e carga nitrogenada volumétrica (CNV) aplicadas aos processos nas três fases de estudo.

Tabela 27 - Valores médios das cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas ao processo LAC.

	CO kgDBO.d ⁻¹	COV kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹	CN kgN.d ⁻¹	CNV _I kgN.m ⁻³ .d ⁻¹
1ª Fase (5%)	0,48	0,61	0,23	0,45
2ª Fase (10%)	0,47	0,68	0,36	0,69
3ª Fase (20%)	0,58	0,72	0,46	0,89

Tabela 28 - Valores médios das cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas ao processo LAI.

	CO kgDBO.d ⁻¹	COV kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹	CN kgN.d ⁻¹	CNV _I kgN.m ⁻³ .d ⁻¹
1ª Fase (5%)	0,37	0,46	0,17	0,32
2ª Fase (10%)	0,37	0,47	0,27	0,53
3ª Fase (20%)	0,50	0,62	0,37	0,70

Os resultados obtidos para carga orgânica e carga orgânica volumétrica são muito parecidos com os mencionados por FUJII (2011) em seu estudo com as mesmas pilotos sem a introdução de lixiviado, para a idade de lodo global de 9 dias; contudo, quando comparados os valores de carga nitrogenada os deste estudo são superiores, em função da alta concentração de nitrogênio advindo da contribuição do lixiviado.

HELNESS e ODEGAARD (2001) apud OLIVEIRA (2008), obtiveram valores de COV da ordem de 0,3 a 1,2 kgDBO.m⁻³.d⁻¹, o que demonstra que as pilotos operaram dentro de valores típicos para o processo.

Com o intuito de melhor visualizar a contribuição de cada parcela componente da carga aplicada aos processos (esgoto decantado e lixiviado), a Figuras 40 ilustra os valores históricos de COV ao longo do estudo.

Figura 40 - Composição histórica da COV nos processos LAI e LAC.

Torna-se importante salientar que, a despeito da manutenção relativa dos valores de carga orgânica aplicados em ambas os processos, há uma contribuição crescente de compostos orgânicos recalcitrantes oriundos do lixiviado ao passar de cada fase, o que permitiu avaliar o desempenho dos sistemas de tratamento frente a essas condições.

5.3. Resultados Referentes à Série de Sólidos

Nessa seção serão apresentados os resultados referentes ao monitoramento da série de sólidos no afluente e nos efluentes gerados em cada fase do estudo.

As Tabelas 29, 30 e 31 apresentam os resultados obtidos mediante a determinação da variável Sólidos Totais (ST) ao longo de cada fase, para os afluentes e os efluentes de cada piloto, e as Figuras 41 e 42, as séries temporais e os diagramas Box-Wiskers referentes à eficiência de remoção, respectivamente.

Tabela 29 - Estatística descritiva dos resultados de ST – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
Núm. Dados	19	19	19	19
Mediana	490	400	474	400
Média	524	373	494	387
Mínimo	368	260	347	290
Máximo	703	480	653	460
Coef. Var.	0,17	0,18	0,16	0,11
Desvio padrão	88,8	66,7	79,4	43,2

Tabela 30 - Estatística descritiva dos resultados de ST – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
Núm. Dados	8	8	8	8
Mediana	470	390	470	400
Média	473	399	466	410
Mínimo	387	300	387	330
Máximo	552	490	552	490
Coef. Var.	0,14	0,15	0,13	0,13
Desvio padrão	68,5	58,2	61,8	53,4

Tabela 31 - Estatística descritiva dos resultados de ST – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
Núm. dados	20	20	20	20
Mediana	471	375	502	420
Média	499	383	522	448
Mínimo	385	230	385	300
Máximo	650	558	728	600
Coef. Var.	0,17	0,18	0,19	0,21
Desvio padrão	87,3	69,4	98,7	92,5

Figura 41 - Séries Temporais da variável ST.

Figura 42 - Diagrama Box-Whiskers da variável ST.

De acordo com as Tabelas 29, 30 e 31, bem como com a Figura 41, observam-se em todas as fases de operação uma relativa estabilidade dos valores de sólidos totais presentes nos afluentes e nos efluentes dos processos, sendo que apenas na primeira fase, é possível notar uma maior oscilação nos resultados obtidos. Entretanto, como ilustrado na Figura 42, a remoção de sólidos totais nos dois sistemas ficou muito abaixo do comumente encontrado. A principal hipótese para explicar esse baixo desempenho se deve a introdução da carga de lixiviado, o qual contém uma alta concentração de sólidos dissolvidos (íons) e que, portanto, não é devidamente removido através de processos biológicos.

Analisando a relação média entre sólidos totais voláteis (STV) e sólidos totais (ST) oriundos dos efluentes, obtêm-se valores situados entre 0,29 e 0,38, o que demonstra o

alto grau de mineralização da amostra e predomínio da parcela de sólidos totais fixos (STF).

A Tabela 32 resume os valores médios da relação STV/ST para cada fase do estudo.

Tabela 32 - Valores médios da relação entre STV e ST nos efluentes dos processos.

Fases	Efluente – LAC			Efluente – LAI		
	ST mg.L ⁻¹	STV mg.L ⁻¹	STV/ST	ST mg.L ⁻¹	STV mg.L ⁻¹	STV/ST
1ª (5%)	374	109	0,28	387	114	0,29
2ª (10%)	399	154	0,39	410	134	0,32
3ª (20%)	383	127	0,33	279	169	0,38

No que diz respeito aos resultados de sólidos em suspensão totais (SST) presentes nos afluentes e nos efluentes, pode-se constatar, como apresentado nas Tabelas 33, 34 e 35, e na Figura 43, que o processo LAC apresentou um aumento na perda de SST em seu efluente na primeira fase, recuperando a eficiência e mantendo-se relativamente estável nas demais fases, observando-se uma significativa melhora no final da 3ª fase. Em relação ao processo LAI, pode-se afirmar que os valores pouco variaram ao longo do estudo, mesmo com o aumento de SST no afluente, como pode ser visto na 2ª e 3ª fase.

Tabela 33 - Estatística descritiva dos resultados de SST – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
Núm. dados	19	19	19	19
Mediana	88	46	88	22
Média	96	47	96	24
Mínimo	58	15	58	6
Máximo	189	82	189	48
Coef. Var.	0,31	0,36	0,31	0,47
Desvio padrão	29,8	17	29,8	11

Tabela 34 - Estatística descritiva dos resultados de SST – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
Núm. dados	8	8	8	8
Mediana	85	20	85	21
Média	92	26	94	25
Mínimo	49	15	57	6
Máximo	150	75	150	54
Coef. Var.	0,39	0,75	0,35	0,69
Desvio padrão	36	19,7	33,7	16,5

Tabela 35 - Estatística descritiva dos resultados de SST – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
Núm. dados	20	20	20	20
Mediana	113	45	113	35
Média	129	44	130	34
Mínimo	58	11	58	14
Máximo	240	76	240	60
Coef. Var.	0,40	0,49	0,41	0,35
Desvio padrão	51,7	21,6	53,7	12

Figura 43 - Séries Temporais da variável SST.

No que se refere à eficiência de remoção de SST, constata-se que ambas os processos apresentaram resultados abaixo do esperado. Enquanto FUJII (2011), em fase análoga a dessa pesquisa com exceção da adição de lixiviado, obteve remoções da ordem de 80% para o processo LAC e 90% para o processo LAI, nessa pesquisa, os valores situaram-se entre 60 a 80%, respectivamente, como pode ser visto na Figura 44.

Uma das causas de baixa eficiência pode ser atribuída aos raspadores de lodo dos decantadores secundários, os quais operaram em uma velocidade relativamente alta, em função de problemas operacionais. A Figura 45 apresenta as concentrações de sólidos em suspensão voláteis (SSV) nos efluentes de cada processo nas três fases de operação.

Figura 44 - Diagrama Box-Whiskers da variável SST.

Figura 45 - Concentração de SSV nos efluentes ao longo das três etapas.

Analisando-se todos os dados referentes a serie de sólidos em suspensão, não se observa nenhuma alteração que possa ser atribuída a introdução crescente da carga de lixiviado, sobretudo, quando comparados com os resultados obtidos por FUJII (2011).

Possíveis influências de condições inadequadas no tratamento sobre o aumento da perda de sólidos no efluente final deverão ser avaliadas após a apresentação dos resultados relativos a outras variáveis de interesse.

5.4. Caracterização da Biomassa dos Reatores

5.4.1. Caracterização da Biomassa em Suspensão

Nas Tabelas 36 e 37, podem-se observar os valores médios obtidos das concentrações de sólidos em suspensão volátil (SSV) provenientes dos lodos dos tanques de aeração e da linha de retorno de ambos os processos, e nas Figuras 46 a 49, a série histórica e os diagramas Box-Whiskers, respectivamente, referentes a essas concentrações.

Tabela 36 - Estatística descritiva dos resultados de SSV dos lodos do Tanque de Aeração.

	1ª Fase		2ª Fase		3ª Fase	
	LAC mg.L ⁻¹	LAI mg.L ⁻¹	LAC mg.L ⁻¹	LAI mg.L ⁻¹	LAC mg.L ⁻¹	LAI mg.L ⁻¹
Num. Dados	19	19	8	8	20	20
Mediana	3120	2450	3065	2090	3570	3235
Média	2954	2319	2953	2225	3610	3099
Mínimo	1230	1390	2290	1650	2520	1850
Máximo	4020	3410	3390	3310	4820	4680
Coef. Var.	0,26	0,28	0,13	0,24	0,19	0,24
Desvio padrão	762	649	377	534	687	752

Tabela 37 - Estatística descritiva dos resultados de SSV dos lodos da linha de Retorno.

	1ª Fase		2ª Fase		3ª Fase	
	LAC mg.L ⁻¹	LAI mg.L ⁻¹	LAC mg.L ⁻¹	LAI mg.L ⁻¹	LAC mg.L ⁻¹	LAI mg.L ⁻¹
Num. Dados	19	19	8	8	20	20
Mediana	3460	3640	4320	4360	5790	6265
Média	3734	3447	3977	4810	6123	6332
Mínimo	2000	1720	2740	4150	2410	2940
Máximo	7500	6000	4960	6540	9720	9560
Coef. Var.	0,41	0,37	0,25	0,19	0,42	0,27
Desvio padrão	1517	1301	976	930	2549	1743

Figura 46 - Série histórica da variável SSV dos lodos do Tanque de Aeração.

Figura 47 - Série histórica da variável SSV dos lodos da linha de Retorno.

Figura 48 - Diagrama Box-Whiskers da variável SSV dos lodos do Tanque de Aeração.

Figura 49 - Diagrama Box-Whiskers da variável SSV dos lodos da linha de retorno.

Pode-se perceber que ambos os reatores mantiveram valores médios de SSV dentro do desejável para as condições operacionais impostas na maior parte do estudo (2000 a 5000 mg.L⁻¹ de acordo com VAN HAANDEL e MARAIS, 1999), observando-se uma elevação na concentração da biomassa em suspensão por volta da metade da 3ª fase nas duas pilotos.

Comparando os valores médios de SSV nos tanques de aeração ao longo do estudo com os obtidos por FUJII (2011) em sua primeira fase, é possível verificar uma interessante aproximação. FUJII (2011) obteve médias de 3575 mg.L⁻¹ e 3122 mg.L⁻¹ para os

processos LAC e LAI, respectivamente, enquanto nessa pesquisa, os valores médios foram de 3171 mg.L⁻¹ para o processo LAC e 2547 mg.L⁻¹ para o processo LAI.

Isso demonstra que a carga introduzida de lixiviado não comprometeu a formação da biomassa em suspensão nem em sua maior contribuição.

Em relação ao lodo da linha de retorno, é possível notar uma acentuada queda em ambas os processos no final da primeira fase e início da segunda, sendo que na última fase, os valores se elevam, mantendo, contudo, algumas oscilações.

5.4.2. Caracterização Quantitativa da Biomassa Aderida.

Para efeito de determinação das concentrações da biomassa aderida, como descrito no procedimento na seção 4.5.3, primeiramente separou-se em um tubo falcon 35 unidades de biomédias gerando um volume de 40 mL; em seguida executou-se a soltura de toda biomassa e determinou-se, por gravimetria, a massa de sólidos. De posse desse valor para obter a concentração em termos de mg.L⁻¹, bastou-se dividir essa massa pelo volume de biomédias (40 mL), e para obter a concentração em termos de g.m², dividir a massa pela área das biomédias presentes nesses 40 mL (0,012m²).

Na Tabela 38 são apresentados os valores médios de cada fase para SSV em termos de concentração (mg.L⁻¹) e por área da biomédia (g.m⁻²).

Tabela 38 - Valores médios referentes a quantificação da biomassa aderida.

Fases	SSV	
	(mg.L ⁻¹)	(g SSV.m ⁻²)
1ª Fase	2321	7,7
2ª Fase	2674	8,9
3ª Fase	2150	7,2

Considerando-se a área superficial específica dos suportes Kaldnes® do tipo K1 de 300 m².m⁻³, obteve-se, ao longo do estudo, valores de SSV da ordem de 8 gSSV.m⁻² de

biofilme, número abaixo do obtido por FUJII (2011) em seu estudo, onde na média, formou-se até 12 gSSV.m^{-2} .

Deve-se, contudo, levar em conta que o valor obtido atende ao limite máximo de 15 gSSV.m^{-2} imposto pela NBR – 12.209 da ABNT.

A Figura 50 ilustra a série histórica dessa variável, onde é possível verificar que entre o final da primeira e o início da segunda fase ocorreu uma queda acentuada nos valores medidos do biofilme aderido, seguidos de uma retomada do aumento da concentração durante toda a segunda fase, regredindo para valores mais baixos na última fase.

Tal flutuação tem como principal hipótese o desprendimento gradual do biofilme à medida que sua espessura aumenta, em decorrência dos choques e turbilhonamento comuns ao tanque de aeração.

Figura 50 - Série histórica dos valores de SSV referentes à biomassa aderida.

Considerando-se os volumes de biomédias introduzidos na câmara anóxica e no tanque de aeração de 30% e 50%, respectivamente, de seus volumes úteis, as contribuições de SSV provenientes da biomassa aderida resultam nos valores apresentados na Tabela 39.

Tabela 39 - Contribuição referente a biomassa aderida.

Fases	Câmara Anóxica mgSSV.L ⁻¹	Tanque de Aeração mgSSV.L ⁻¹
1ª Fase	696	1161
2ª Fase	802	1337
3ª Fase	645	1075

Com base nos resultados de SSV da biomassa em suspensão, observados na Tabela 35, e dos resultados de SSV da biomassa aderida, dispostos na Tabela 37, é possível estabelecer a relação entre essas parcelas. A Tabela 40 apresenta esses valores.

Tabela 40 - Quantidades relativas de biomassa no tanque de aeração.

Fases	SSV			Acréscimo Aderida (%)
	Biomassa Aderida (mg.L ⁻¹)	Biomassa Suspensa (mg.L ⁻¹)	Biomassa Total (mg.L ⁻¹)	
1ª Fase	2321	2319	4640	100
2ª Fase	2674	2225	4899	120
3ª Fase	2150	3099	5149	69

A análise desses resultados permite compreender o melhor desempenho da piloto LAI quando comparada com o outro sistema, o convencional, uma vez que, devido a presença de biomassa aderida, a concentração de sólidos em suspensão dobrou, em média, ao longo do estudo.

No que diz respeito à determinação da composição da biomassa aderida, em termos de nitrogênio (NTK) e fósforo (P_{total}), foram realizadas análises ao longo de cada fase, empregando-se a metodologia descrita na seção 4.5.3.

A Tabela 41 apresenta os resultados médios obtidos para cada uma dessas variáveis em cada fase da pesquisa, bem como a relação em termos de SSV proveniente da biomassa aderida.

Tabela 41 - Composição média da biomassa aderida em termos de NTK e P_{total}.

Fases	NTK mgN.L ⁻¹	P _{total} mgP-PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	SSV –biofilme mg.L ⁻¹	NTK/SSV	P _{total} /SSV
1ª Fase	142	12,6	2321	0,06	0,005
2ª Fase	117	10,3	2674	0,04	0,004
3ª Fase	317	20	2150	0,14	0,01

Pode-se afirmar que, com base nos resultados obtidos ao longo do estudo, a composição da biomassa aderida em termos de nitrogênio ficou bem próxima da normalmente observada na biomassa em suspensão de sistemas convencionais de Lodos ativados (10%); já em relação ao fósforo, os valores ficaram bem abaixo dos esperados 2%.

Essa baixa concentração de fósforo pode ser resultante da própria característica do biofilme e das condições operacionais impostas, não ter proporcionado um bom nicho de desenvolvimento para as bactérias assimiladoras de fósforo.

5.4.3. Caracterização Qualitativa da Microfauna Biomassa Aderida e em Suspensão.

A fim de se realizar a determinação da densidade populacional da microfauna presente nos lodos provenientes dos tanques de aeração de ambas as pilotos, foi adotado a sistematização proposta por VAZOLLER (1989), no qual os microrganismos são agrupados em quatro grandes grupos:

- Classe Ciliata – representada pelos protozoários: ciliados livre-natantes, ciliados pedunculados, ciliados predadores de floco, flagelados, amebas;
- Classe Rotífera – representada pelos rotíferos;
- Classe Nematoda- representada pelos nematoides;
- Classe Anelida – representada pelos anelídeos.

Empregou-se a técnica de contagem em câmara do tipo Sedgewick Rafter, cuja capacidade é de 1,0 mL, observando-se campos escolhidos aleatoriamente. O número de microrganismos por mililitro (no.mL⁻¹) é obtido de acordo com a Equação 56:

$$no.mL^{-1} = \frac{Cx 1000mm^3}{A x D x F} \quad \text{Equação (56)}$$

Onde:

C = número de organismos contados;

A = área de um campo (mm²);

D = profundidade de um campo (mm);

F = número de campos contados.

Com o propósito de melhor visualizar a distribuição da microfauna na piloto LAI, tanto na biomassa em suspensão como na aderida, os ensaios realizados contemplaram esses dois nichos, sendo, posteriormente, feita uma avaliação global.

As Figuras 51 a 54 apresentam os valores relativos à densidade populacional da microfauna presente nos lodos biológicos de ambas as pilotos ao longo das três fases.

Figura 51 - Densidade populacional referente à biomassa presente na piloto LAC.

Figura 52 - Densidade populacional referente à biomassa em suspensão presente na piloto LAI.

Figura 53 - Densidade populacional referente à biomassa aderida presente na piloto LAI.

Figura 54 - Densidade populacional referente à biomassa total presente na piloto LAI.

De uma forma geral, observa-se uma microfauna com densidade populacional um pouco acima da comumente encontrada em sistemas biológicos aeróbios; apresentando sucessão de populações predominantes muito provavelmente em função das alterações promovidas na carga afluyente.

Na biomassa aderida presente na piloto LAI, percebe-se a dominância dos grupos de protozoários livres-natantes e pedunculados em todas as fases da pesquisa, demonstrando que as biomédias oferecem boas condições para formação e proteção da microfauna; no lodo em suspensão presente nessa mesma piloto, tem-se o predomínio

de protozoários livres-natantes na primeira fase, e de protozoários pedunculados e predadores de floco nas demais fases.

Em relação à biomassa em suspensão presente na piloto LAC, é possível notar uma alternância de dominância em cada fase: na primeira tem-se os protozoários pedunculados, na segunda fase, os predadores de floco e na última, os livre-natantes.

A ocorrência dos micrometazoários (rotíferos e anelídeos) só é notada significativamente na biomassa da piloto LAI, sobretudo, na parcela de lodo aderido às biomédias.

MADONI (1993) apud CUTOLO (1996) relata que a co-dominância de ciliados livre-natantes e de pedunculados, tal qual encontrada na biomassa da piloto LAI, é muito frequente, e que o crescimento maciço indica situações de transição do sistema como rápido crescimento de carga de lodo ou quantidade descontínua de afluente que entra no sistema. Já VAZOLLER (1989), comenta que a existência desses grupos dominantes caracteriza um sistema com boas condições de depuração, bem condizente com o obtido nessa piloto.

Segundo KLIMOWICZ (1970) apud CUTOLO (1996), a ocorrência protozoários livre-natantes é uma evidência de más condições no tratamento de purificação do esgoto, tendo como consequência a geração de um efluente de baixa qualidade, tal como observado na última fase da piloto LAC.

Não foi observada a presença de protozoários flagelados em nenhuma fase da pesquisa, em ambos os lodos, o que pode ser explicado pela relação Alimento/Microrganismo (A/M) adotada de $0,2 \text{ kgDBO.kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, a qual proporciona um meio desfavorável para o desenvolvimento desse grupo, uma vez que o valor ideal situa-se em $0,9 \text{ kgDBO.kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (CURDS e COCKBURN, 1970b apud CUTOLO, 1996).

A Figura 55 apresenta o valor absoluto de densidade populacional referente às microfaunas dos lodos estudados, onde se pode constatar a superioridade numérica da piloto LAI em relação a piloto LAC, corroborando com os resultados já discutidos referentes a série de sólidos em suspensão.

Figura 55 - Valor absoluto da densidade populacional referente à microfauna.

Com base nos dados apresentados acerca da densidade populacional da microfauna nos lodos dos processos ao longo do estudo, pode-se concluir que apenas na última fase têm-se uma diminuição da população global em ambos sistemas, muito provavelmente em função do percentual de lixiviado aplicado ocasionar o aumento da presença de compostos orgânicos recalcitrantes e potencialmente tóxicos, sem, contudo, afetar significativamente a estrutura da microfauna presente no lodo.

Pode-se afirmar que a presença das biomídias oferecendo meio suporte para a formação da biomassa aderida, foi fundamental para esse quadro existente no sistema híbrido, colaborando significativamente para seu melhor desempenho.

Apenas para melhor ilustrar a importância da presença das biomídias na formação da biomassa aderida, a Tabela 42 correlaciona os valores médios da densidade populacional com a concentração média de SSV obtidas nas três fases do estudo.

Tabela 42 - Correlação entre densidade populacional e SSV ao longo do estudo

Fases	Piloto LAC org.mg ⁻¹	Piloto LAI (biomassa total) org.mg ⁻¹
1ª Fase	112	2570
2ª Fase	1928	2564
3ª Fase	424	1135

Finalizando essa seção, as Figuras 56, 57 e 58 ilustram microfotografias dos lodos provenientes da piloto LAC e LAI.

Figura 56 - Microfotografia dos lodos – Biomassa em suspensão da piloto LAC (aumento de 100x).

Figura 57 - Microfotografia dos lodos – Biomassa em suspensão da piloto LAI (aumento de 100x).

Figura 87: Microfotografia dos lodos – Biomassa aderida da piloto LAI (aumento de 100x)

5.4.4. Verificação das Cargas Aplicadas à Biomassa Aderida

A avaliação de sistemas híbridos, como o modelo IFAS operado na piloto LAI, deve compreender a participação distinta das parcelas de contribuição atribuídas a cada fração de biomassa, aderida ou em suspensão, no processo de tratamento.

Seguindo a linha de condução proposta por FUJII (2011) em seu estudo com o mesmo processo sem a introdução de lixiviado, como estimativa de substrato consumido por área de biofilme foram utilizados os valores sugeridos na Tabela 10, baseados em análises feitas por modelos cinéticos do processo (WEF MOP no. 8 apud FUJII, 2011).

Dessa forma, através de interpolação linear dos valores informados na Tabela 10, para idade lodo aeróbio de 6 dias, chegou-se às frações de 12,5% para DQO e 35% para nitrogênio amoniacal, como estimativa de contribuição da biomassa aderida.

Admitindo-se essas frações, foram calculadas as taxas de aplicação superficiais por área de biofilme de DQO e nitrogênio amoniacal. As Figuras 58 e 59 ilustram os resultados obtidos ao longo do estudo.

Figura 58 - Carga Orgânica Superficial estimada por área de biofilme.

Figura 59 - Taxa de Aplicação Superficial de Amônia estimada por área de biofilme.

Recalculando-se as taxas de nitrificação e carga superficial de amônia seguindo as mesmas premissas, chega-se ao gráfico disposto na Figura 60.

Figura 60 - Relação entre a Taxa de nitrificação e de aplicação de amônia por área do biofilme.

Com base nas Figuras 58 e 59, pode-se concluir que durante a primeira fase, as taxas apresentaram uma oscilação negativa, recuperando-se na sequência do estudo e elevando-se na medida em que a contribuição de lixiviado aumentava.

Pode-se afirmar, analisando-se o gráfico na Figura 60, que a conversão de nitrogênio amoniacal ocorreu até em altas taxas de aplicação superficial, e durante todas as fases da pesquisa.

Os resultados obtidos de nitrificação são semelhantes aos apresentados por RUSTEN et al (1995), como pode ser visualizado na Figura 10; indicando boa eficiência de remoção até frente a cargas de DQO da ordem de $8 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Deve-se ressaltar que, diferentemente de outros trabalhos já discutidos, essa pesquisa foi conduzida dentro de uma faixa de temperatura altamente favorável do ponto de vista da cinética da nitrificação.

Avaliando-se as cargas superficiais impostas ao processo, bem como as taxas de nitrificação obtidas com a contribuição da parcela de lixiviado na composição do afluente, pode-se afirmar que não ocorreram inibições no processo, uma vez que os valores obtidos por FUJII (2011) são consideravelmente parecidos aos fornecido nesse estudo.

5.5. Monitoramento dos Processos Mediante o Uso de Sensores.

Foram instalados em ambos os reatores sensores para medição de temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido. A Figura 61 apresenta os resultados referentes ao monitoramento da temperatura no interior dos tanques de aeração; a Figura 62 e 63 registram, respectivamente, os valores de pH e OD obtidos ao longo de estudo, para as pilotos LAC e LAI.

Figura 61 - Monitoramento da temperatura ao longo do estudo nas pilotos LAC e LAI.

Figura 62 - Monitoramento da variável pH ao longo do estudo. **Figura 63** - Monitoramento da concentração de OD ao longo do estudo.

Como se pode avaliar com base no gráfico referente ao monitoramento da temperatura, disposto na Figura 61, apenas no início da primeira fase observou-se temperaturas mais amenas, sendo que na maior parte do estudo, os valores situaram-se na faixa dos 20 aos 25° C, caracterizando condições favoráveis para o desenvolvimento dos processos de nitrificação em ambas as pilotos.

Em relação a variável pH, de acordo com a Figura 62, tanto o esgoto decantado como o lixiviado mantiveram valores estáveis durante toda a pesquisa; já os efluentes gerados pelas pilotos LAC e LAI apresentaram oscilação entre o final da primeira fase e o início da segunda, mantendo-se relativamente estáveis até o final.

De acordo com a Figura 63, pode-se afirmar que os valores de OD mantiveram-se na faixa proposta para o estudo em ambos os processos na maior parte da pesquisa (1 a 3 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para a piloto LAC e 3 a 4 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para a piloto LAI).

5.6. Remoção de Matéria Orgânica.

5.6.1. Resultados Relativos à Remoção de Matéria Orgânica

Nas Tabelas 43, 43 e 45 são apresentados dos resultados correspondentes às fases 1, 2 e 3 respectivamente, da estatística descritiva dos resultados de DBO total afluente e dos efluentes dos processos. Esses resultados são comparados sob a forma de gráficos de séries temporais (médias móveis de 4 determinações) e Diagrama Box-Whiskers nas Figuras 64 e 65.

Tabela 43 - Estatística descritiva dos resultados de DBO total – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluente ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Efluente ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Afluente ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Efluente ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)
Núm. Dados	19	19	19	19
Mediana	209	70	209	27
Média	220	79	220	26
Mínimo	188	51	188	8
Máximo	268	173	268	44
Coef. Var.	0,10	0,37	0,10	0,40
Desvio padrão	22	29,4	22	10,3

Tabela 44 - Estatística descritiva dos resultados de DBO total – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluentes (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluentes (mgO ₂ L ⁻¹)	Afluentes (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluentes (mgO ₂ L ⁻¹)
Núm. Dados	8	8	8	8
Mediana	218	35	218	28
Média	216	38	216	28
Mínimo	202	27	202	20
Máximo	218	58	218	38
Coef. Var.	0,03	0,28	0,03	0,21
Desvio padrão	5,6	10,7	5,6	5,7

Tabela 45 - Estatística descritiva dos resultados de DBO total – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluentes (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluentes (mgO ₂ L ⁻¹)	Afluentes (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluentes (mgO ₂ L ⁻¹)
Núm. Dados	20	20	20	20
Mediana	253	52	253	63
Média	286	57	286	57
Mínimo	239	11	239	26
Máximo	383	116	383	80
Coef. Var.	0,18	0,58	0,18	0,34
Desvio padrão	50,6	33,1	50,6	19,1

Pode-se afirmar, com base nos dados das Tabelas 43, 44 e 45, e na Figura 64, que os resultados obtidos tanto para o afluentes como para o efluentes em ambas as pilotos mantiveram-se estáveis ao longo de cada fase, sendo observadas remoções médias superiores a 70%, para a piloto LAC e de 85%, para a piloto LAI (Figura 65).

Esses resultados obtidos são muito semelhantes aos encontrados por FUJII (2011) em estudo anterior dos mesmos sistemas operando sem lixiviado, com uma idade de lodo global de 9 dias, que chegou a remoções da ordem de 69% para a piloto LAC e de 88% para a piloto LAI. Importante ressaltar que a baixa eficiência de remoção obtida na piloto LAC não reflete o real comportamento do sistema de lodos ativados.

Os altos valores de DBO medidos nos efluentes podem ser atribuídos em função da baixa eficiência na remoção de sólidos em suspensão totais por parte de ambos os processos, como ilustrado na Figura 44.

Figura 64 - Séries Temporais da variável DBO total.

Figura 65 - Diagrama Box-Whiskers da eficiência de remoção DBO total.

Na Tabela 46 são apresentados os resultados estatísticos referentes à DBO solúvel medida nos efluentes dos processos ao longo das três fases de operação e na Figura 66 têm-se os Diagramas Box-Whiskers.

Tabela 46 - Estatística descritiva dos resultados de DBO solúvel

	1ª FASE		2ª FASE		3ª FASE	
	Efl. LAC (mgO ₂ L ⁻¹)	Efl. LAI (mgO ₂ L ⁻¹)	Efl. LAC (mgO ₂ L ⁻¹)	Efl. LAI (mgO ₂ L ⁻¹)	Efl. LAC (mgO ₂ L ⁻¹)	Efl. LAI (mgO ₂ L ⁻¹)
Média	15	9	21	12	27	27
Mínimo	2	2	10	2	7	8
Máximo	44	16	55	21	25	57
Coef. Var.	0,67	0,49	0,72	0,51	0,68	0,49
Desvio padrão	10,2	4,3	15,2	6,1	18,3	13,5

Figura 66 - Diagrama Box-Whiskers da DBO solúvel.

Os baixos resultados obtidos para DBO solúvel permitem constatar a efetiva remoção de matéria orgânica coloidal, reforçando a tese de que a perda de sólidos no efluente final fora o responsável pelos altos valores de DBO total.

As Figuras 67 e 68 correlacionam os valores históricos das variáveis DBO solúvel; DBO total e SSV dos efluentes dos processos LAC e LAI, respectivamente

Figura 67 - Correlação entre as variáveis DBO total; DBO solúvel e SSV do efluente da piloto LAC.

Figura 68 - Correlação entre as variáveis DBO total; DBO solúvel e SSV do efluente da piloto LAI.

Pode-se perceber, acompanhando os valores históricos apresentados nas Figuras 67 e 68, que os pontos de elevação de concentração da DBO total acompanham os picos de SSV na maior parte do tempo, demonstrando que, de fato, a perda de sólidos no efluente

final influenciou a baixa eficiência na remoção de matéria orgânica. Contudo, deve-se ressaltar que outros fatores podem, também, ter contribuído, uma vez que os valores de DBO solúvel mostraram um significativo aumento no final da segunda fase e começo da terceira fase do processo LAC e na terceira fase do processo LAI.

Dessa forma, pode-se inferir que a introdução de lixiviado de aterro sanitário em conjunto ao esgoto decantado não causou impacto negativo na biomassa tão pouco na eficiência do processo de tratamento, nem em sua máxima contribuição (3ª fase). A Figura 69 correlaciona a parcela da COV devido a contribuição lixiviado com a eficiência de remoção de DBO, reforçando a tese de que o aumento da contribuição dessa parcela não afetou significativamente a eficiência dos tratamentos.

Tal qual o observado por FUJII (2011), o sistema híbrido obtido pela introdução de biomédias no tanque de aeração, representado pelo processo LAI, mostrou-se mais estável e eficiente do que o sistema de lodo ativado convencional, do processo LAC, em todas as fases da pesquisa, muito provavelmente, em decorrência da maior resistência da biomassa aderida.

Figura 69 - Correlação da COV proveniente do lixiviado com a eficiência de remoção de DBO.

Avaliando a remoção de matéria orgânica em termos de DQO, os resultados foram semelhantes aos obtidos para DBO. As Tabelas 46, 47 e 48 apresentam a estatística descritiva para cada fase, e as Figuras 70 e 71, o comportamento das séries temporais e os Diagramas Box-Whiskers referentes à eficiência de remoção, respectivamente.

Tabela 47 - Estatística descritiva dos resultados de DQO total – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluente (mgO ₂ L ⁻¹)
Núm. dados	19	19	19	19
Mediana	480	85	475	41
Média	511	103	522	47
Mínimo	425	27	435	15
Máximo	733	198	729	109
Coef. Var.	0,18	0,46	0,18	0,56
Desvio padrão	90,5	47,7	92,7	46,6

Tabela 48 - Estatística descritiva dos resultados de DQO total – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluente (mgO ₂ L ⁻¹)
Núm. dados	8	8	8	8
Mediana	537	64	515	66
Média	530	69	531	66
Mínimo	463	41	477	47
Máximo	602	120	597	90
Coef. Var.	0,09	0,40	0,1	0,23
Desvio padrão	45	27	51,4	15,2

Tabela 49 = Estatística descritiva dos resultados de DQO total – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Afluente (mgO ₂ L ⁻¹)	Efluente (mgO ₂ L ⁻¹)
Núm. dados	20	20	20	20
Mediana	600	150	640	112
Média	635	137	647	108
Mínimo	514	32	493	54
Máximo	807	200	965	152
Coef. Var.	0,13	0,39	0,18	0,25
Desvio padrão	79,6	53,2	118,9	26,4

Figura 70 - Séries Temporais da variável DQO total.

Figura 71 - Diagrama Box-Whiskers da variável DQO total.

Tanto na análise dos dados apresentados nas Tabelas acima, bem como nas séries temporais, expressa na Figura 70, nota-se a estabilidade dos processos no que diz respeito às concentrações de afluente e efluente.

Os valores relativamente altos de DQO presentes no efluente devem-se, com certeza, a influência da dosagem do lixiviado na carga orgânica afluente provocar o aumento de compostos orgânicos recalcitrantes, os quais não são removidos pelos sistemas e são passíveis de serem quantificados por essa metodologia.

A Figura 72 apresenta a relação $DBO_{total} \cdot DQO_{total}^{-1}$ de ambos os efluentes em uma série histórica. Pode-se notar que o gráfico do processo LAC demonstra uma diminuição progressiva nessa relação a cada fase, evidenciando o aumento do predomínio de uma

condição de difícil biodegradabilidade devido ao aumento da parcela do lixiviado e, por conseguinte, dos compostos recalcitrantes; já o gráfico do processo LAI, a relação DBO_{total}/DQO_{total} manteve-se relativamente constante, em média de 0,49, confirmando a mesma ocorrência.

A despeito dessa constatação, quando comparados esses resultados aos valores obtidos por FUJII (2011) nas mesmas condições operacionais (idade de lodo global de 9 dias e relação A/M de $0,2 \text{ kgDBO.kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$), as eficiências de remoção mostram-se muito semelhantes, sendo que na pesquisa sem a introdução de lixiviado, foram obtidos redução de DQO em torno de 80% para a piloto LAC e 90% para a piloto LAI, números bem semelhantes aos observados na Figura 71 em todas as fases do estudo.

Figura 72 - Série histórica da relação DBO_{total}/DQO_{total} .

A exemplo do observado na variável DBO, os baixos valores de DQO solúvel presentes em ambos os efluentes indicam satisfatória remoção compostos coloidais. A Figura 73 ilustra os resultados obtidos nas três fases.

Figura 73 - Diagrama Box-Whiskers da variável DQO solúvel.

Tanto as variáveis DBO quanto a DQO apresentam inconvenientes analíticos na determinação indireta da matéria orgânica quando se tem a presença de lixiviado de aterro sanitário. Na DBO, torna-se necessário inocular semente junto às amostras uma vez que o lixiviado é pobre em microbiota aeróbia, além do fato da parcela referente à presença de matéria recalcitrante não ser quantificado; em relação à DQO, os resultados obtidos podem estar subestimados em função da dificuldade do agente oxidante (dicromato de potássio) em digerir esses mesmos compostos recalcitrantes.

Uma alternativa viável para inferir nessa parcela não mensurável de matéria orgânica, é a análise de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), a qual se baseia na combustão total da amostra seguida da medida do gás carbônico produzido.

As Tabelas 50, 51 e 52 apresentam a estatística descritiva para cada fase, e as Figuras 74 e 75, o comportamento das séries temporais e os Diagramas Box-Whiskers referentes à eficiência de remoção, respectivamente.

Tabela 50 - Estatística descritiva dos resultados de COD – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluyente (mgC.L ⁻¹)	Efluyente (mgC.L ⁻¹)	Afluyente (mgC.L ⁻¹)	Efluyente (mgC.L ⁻¹)
Núm. Dados	19	19	19	19
Mediana	60,6	12,8	60,6	12
Média	59	14	59	13
Mínimo	38	8	38	7
Máximo	68	25	68	24
Coef. Var.	0,15	0,40	0,15	0,39
Desvio padrão	8,6	5,6	8,6	5,3

Tabela 51 - Estatística descritiva dos resultados de COD – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluyente (mgC.L ⁻¹)	Efluyente (mgC.L ⁻¹)	Afluyente (mgC.L ⁻¹)	Efluyente (mgC.L ⁻¹)
Núm. Dados	8	8	8	8
Mediana	73,5	21,8	73,5	13,9
Média	71	26	71	16
Mínimo	48	12	48	9,6
Máximo	83	54	83	28
Coef. Var.	0,16	0,54	0,16	0,38
Desvio padrão	11,4	14	11,4	5,9

Tabela 52 - Estatística descritiva dos resultados de COD – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgC.L ⁻¹)	Efluente (mgC.L ⁻¹)	Afluente (mgC.L ⁻¹)	Efluente (mgC.L ⁻¹)
Núm. Dados	20	20	20	20
Mediana	86,9	36,8	86,9	26
Média	84	42	84	28
Mínimo	47	13	47	11
Máximo	164	88	164	54
Coef. Var.	0,30	0,67	0,30	0,33
Desvio padrão	25	27,8	25	9,1

Os resultados observados nas Tabelas 50, 51 e 52, bem como nas séries temporais expressas na Figura 74, demonstram que apenas na 3ª Fase ocorreram variações nas concentrações de COD afluente/efluente ao longo do tempo, sendo que no demais, percebe-se uma estabilidade em ambas as pilotos.

Em relação à eficiência de remoção, a piloto LAI apresentou melhores resultados somente na 2ª Fase quando comparado com a piloto LAC, nas demais fases do estudo as duas pilotos se comportaram de forma semelhante. Ressalta-se, contudo, que o sistema híbrido representado pela piloto LAI mostrou-se mais coeso e constante na remoção de COD ao longo da pesquisa, como pode-se observar na Figura 75.

Figura 74 - Séries Temporais da variável COD.

Figura 75 - Diagrama Box-Whiskers da variável COD.

Nos estudos conduzidos por FUJII (2011), obteve-se uma COD média de 74 mgC.L^{-1} para o esgoto decantado e de 15 e 13 mgC.L^{-1} para os efluentes dos processos LAC e LAI, respectivamente, gerando uma eficiência de remoção da ordem de 80%, muito semelhante ao obtido nas duas primeiras fases do presente estudo; o que permite concluir que a presença dos compostos recalcitrantes geraram um incremento na carga orgânica do efluente produzido apenas quando na contribuição de 20% de lixivado.

Nas Figuras 76 e 77 são apresentadas as séries históricas com o comportamento do afluente e dos efluentes gerados por ambas as pilotos frente as variáveis indicadoras de matéria orgânica.

Figura 76 - Série histórica de variáveis indicadoras de matéria orgânica – Piloto LAC.

Figura 77 - Série histórica de variáveis indicadoras de matéria orgânica – Piloto LAI.

Analisando-se os gráficos referentes ao afluente de ambas os processos, percebe-se uma relativa estabilidade em termos de DQO e DBO, tal qual foi apontada nas análises de cada fase, sendo que a variável COD foi a que apresentou maior oscilação ao longo do tempo.

Em relação aos efluentes, no gerado pela piloto LAC pode-se notar, com exceção da segunda fase, o aumento da eficiência do sistema, muito provavelmente em virtude da adaptação da microbiota às condições impostas pelo lixiviado; já no efluente produzido pela piloto LAI, observam-se melhores resultados ao longo de todo o estudo para todas as variáveis quando comparados ao outro sistema. Entretanto, é possível perceber, nesses resultados, uma tendência de elevação ao longo das fases; uma possível explicação para isso se deve ao fato de que, com o passar do tempo, o aumento da

espessura do biofilme ocasionar a perda de sólidos por desprendimento da biomídia, causando o aumento de sólidos em suspensão no efluente final.

5.6.2. Balanço de Massa do Material Orgânico.

Para o cálculo do balanço de massa do material orgânico foi necessário à realização da determinação da TCO total “in loco” (TCO_t) de ambos os sistemas. Para tanto, em cada etapa foi retirado uma alíquota do conteúdo do tanque de aeração e, imediatamente, executado o ensaio respirométrico, ou seja, foram feitas medidas de TCO até que se atingia a fase endógena (TCO_{end}).

Uma vez obtido os valores referentes à TCO_t e de posse dos valores da TCO nitrogenada (TCO_n), era possível determinar, por diferença, a TCO correspondente a oxidação do material orgânico (TCO_c), e assim obter-se o balanço de massa.

Na Tabela 53 têm-se os valores obtidos para cada piloto em cada fase da pesquisa para essas variáveis.

Tabela 53 - Variáveis obtidas através da TCO “in loco” – valores médios.

Variáveis	Piloto LAC			Piloto LAI		
	5%	10%	20%	5%	10%	20%
Fases						
$TCO_t(\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1})$	80	60	60	80	61	72
$TCO_{end}(\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1})$	20	20	20	20	14	23
$TCO_n(\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1})$	60	37	35	60	47	49
$TCO_c(\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1})$	20	23	25	20	14	23

Nas Tabelas 54 e 55 são apresentados os valores médios obtidos referentes aos balanços de massa do material orgânico (B_o) dos dois processos, todo o equacionamento empregado foi detalhado na seção 3.1.2.1.1.1, nas Equações de 6 a 9.

Tabela 54 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAC – valores médios.

Fases	Sta	MSte	MSxv	MSo	Bo
	mgDQO.l ⁻¹	mgDQO.d ⁻¹	mgDQO.d ⁻¹	mgDQO.d ⁻¹	
1ª fase	484	0,22	0,28	0,38	0,9
2ª fase	489	0,14	0,41	0,37	0,9
3ª fase	609	0,23	0,21	0,40	0,9

Tabela 55 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAI – valores médios.

Fases	Sta	MSte	MSxv	MSo	Bo
	mgDQO.l ⁻¹	mgDQO.d ⁻¹	mgDQO.d ⁻¹	mgDQO.d ⁻¹	
1ª fase	522	0,09	0,52	0,46	1,1
2ª fase	531	0,12	0,66	0,30	1,1
3ª fase	614	0,16	0,41	0,44	1,0

Pode-se constatar que os valores médios obtidos em ambos os sistemas e em todas as fases da pesquisa tiveram uma boa aproximação ao valor teórico $B_o=1$, variando em torno de 10%, permitindo concluir que os dados experimentais são confiáveis e que os sistemas foram operados sob condições estacionárias (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

5.7. Remoção de Compostos Nitrogenados.

5.7.1. Avaliação da Remoção de Compostos Nitrogenados

Nesse subcapítulo serão apresentados os resultados obtidos através do monitoramento das variáveis representativas dos compostos nitrogenados.

5.7.1.1. Resultados Referentes à Remoção de NTK

Nas Tabelas 56, 57 e 58 apresentam-se os resultados médios obtidos com o monitoramento da variável NTK dos afluentes e efluentes de ambas as pilotos ao longo do estudo, e as Figuras 78 e 79, as séries temporais e os diagramas Box-Wiskers referentes à eficiência de remoção, respectivamente.

Tabela 56 - Estatística descritiva dos resultados de NTK – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)
Núm. Dados	19	19	19	19
Mediana	119	32	110	11
Média	119	31	107	13
Mínimo	100	26	80	3
Máximo	137	39	135	35
Coef. Var.	0,11	0,1	0,16	0,55
Desvio padrão	12,7	3,1	17,7	7,1

Tabela 57 - Estatística descritiva dos resultados de NTK – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)
Núm. dados	8	8	8	8
Mediana	166	58	156	12
Média	134	53	157	13
Mínimo	144	21	134	3
Máximo	177	67	189	22
Coef. Var.	0,07	0,29	0,1	0,6
Desvio padrão	11,3	15,6	17,2	7,2

Tabela 58 - Estatística descritiva dos resultados de NTK – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)
Núm. dados	20	20	20	20
Mediana	230	70	208	40
Média	227	78	214	34
Mínimo	125	8	132	13
Máximo	319	161	292	56
Coef. Var.	0,25	0,67	0,22	0,39
Desvio padrão	57,5	52,6	47,9	13,5

Figura 78 - Séries Temporais da concentração de NTK.

Avaliando-se os resultados dispostos pela estatística descritiva, bem como ilustrados na Figura 78, pode-se constatar uma relativa estabilidade nos sistemas ao longo de cada fase, exceção feita à última, onde se observa, por volta do 150º dia, uma queda nos valores de NTK dos afluentes a qual reflete nos efluentes. Avaliando-se os valores de NTK afluente em cada fase, nota-se seu gradual aumento de concentração motivado pela presença do lixiviado, causando, dessa forma, valores crescentes nas três fases como seria esperado.

Em relação à eficiência dos processos, pode-se afirmar que a piloto LAI manteve um bom comportamento durante as duas primeiras fases com remoções médias da ordem de 90%, apresentando uma leve queda apenas na 3ª fase, onde a carga de lixiviado era

máxima para o estudo; já a piloto LAC produziu eficiências de remoção bem abaixo do esperado, na ordem de 60%. A Figura 79 ilustra esses dados.

Figura 79 - Diagrama Box-Whiskers da eficiência de remoção de NTK.

A presença de NTK nos efluentes é influenciada principalmente pela nitrificação, a ser analisada posteriormente, mas também pode ser em função da presença de nitrogênio orgânico e particulado. Este último associa-se à perda de sólidos em suspensão. As Figuras 80 e 81 apresentam a correlação entre SSV e nitrogênio orgânico nos efluentes dos processos.

Figura 80 - Correlação entre as variáveis nitrogênio orgânico e SSV do efluente do processo LAC.

Figura 81 - Correlação entre as variáveis nitrogênio orgânico e SSV do efluente do processo LAI.

Avaliando os gráficos das Figuras 80 e 81, percebe-se que a concentração de nitrogênio orgânico presente no processo LAC manteve-se bem estável ao longo do estudo, com um único pico de elevação próximo ao final da terceira fase; já no processo LAI, a estabilidade acompanhou as três fases. Dessa forma, não há uma correlação da concentração dessa variável com as elevações pontuais de SSV observadas em ambos os processos.

Admitindo-se que há 10% de nitrogênio na massa de SSV, era de se esperar concentrações da ordem de 5 e 2 mgN.L⁻¹ nos efluentes dos processos LAC e LAI,

respectivamente; muito próximo do real obtido, onde no processo LAC a média histórica foi de aproximadamente 10 mgN.L⁻¹ e no processo LAI de aproximadamente 7 mgN.L⁻¹.

Dessa forma, pode-se concluir que, em ambos os processos, a perda de sólidos nos efluentes não contribui significativamente para o aumento das concentrações de NTK nos efluentes.

5.7.1.2. Resultados Referentes à Remoção de Nitrogênio Amoniacal

Com o propósito de avaliar o desempenho dos processos em relação à remoção de nitrogênio amoniacal, as Tabelas 59, 60 e 61 apresentam as estatísticas descritivas da concentração de nitrogênio amoniacal (NH₄⁺), e as Figuras 82 e 83, as séries temporais e os diagramas Box-Wiskers referentes à eficiência de remoção, respectivamente.

Tabela 59 - Estatística descritiva dos resultados de NH₄⁺ – Fase 1.

	LAC		LAI	
	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)	Afluente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)
Núm. Dados	19	19	19	19
Mediana	84	29	82	6
Média	84	31	82	6
Mínimo	73	25	73	1
Máximo	95	50	91	15
Coef. Var.	0,08	0,22	0,07	0,61
Desvio padrão	6,9	6,9	5,3	3,9

Tabela 60 - Estatística descritiva dos resultados de NH_4^+ – Fase 2.

	LAC		LAI	
	Afluyente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)	Afluyente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)
Núm. dados	8	8	8	8
Mediana	103	53	104	6
Média	106	48	108	7
Mínimo	94	18	97	1
Máximo	122	62	127	17
Coef. Var.	0,1	0,3	0,1	0,8
Desvio padrão	10,5	14,2	10,6	6

Tabela 61 - Estatística descritiva dos resultados de NH_4^+ – Fase 3.

	LAC		LAI	
	Afluyente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)	Afluyente (mgN.L ⁻¹)	Efluente (mgN.L ⁻¹)
Núm. dados	20	20	20	20
Mediana	128	60	128	31
Média	123	70	125	26
Mínimo	68	6	77	4
Máximo	165	151	165	41
Coef. Var.	0,26	0,74	0,23	0,45
Desvio padrão	32	52	28	12

Figura 82 - Séries Temporais da concentração de NH_4^+ nos efluentes dos processos.

Figura 83 - Diagrama Box-Whiskers da eficiência de remoção de NH_4^+ .

Com base na análise dos resultados obtidos para os afluentes e efluentes de ambas os processos, percebe-se que apenas na 3ª fase da piloto LAC ocorreu uma significativa variação nos valores medidos de nitrogênio amoniacal tanto para o afluente como para o efluente, enquanto que na piloto LAI, tal variação é percebida apenas no afluente.

De uma forma geral, o sistema híbrido caracterizado pelo processo LAI mostrou-se mais estável e promissor no que diz respeito à ocorrência da nitrificação, obtendo remoções de amônia superiores a 90% nas duas primeiras fases e em torno de 80% na terceira, como pode ser visto na Figura 83.

A Figura 84 apresenta o gráfico da série histórica da concentração de NH_4^+ convertida em ambos os processos, sendo obtido pela diferença entre a concentração de $\text{NTK}_{\text{afluente}}$ e NH_4^+ efluente.

Figura 84 - Concentração de amônia convertida ao longo do estudo.

Pode-se constatar que ambos os processos foram capazes de reduzir concentrações de NTK superiores ao comumente encontrado em esgoto sanitário concentrado (Tabela 1) ao longo de todo o estudo. Observa-se um aumento no nível da concentração de amônia convertida em cada fase, em decorrência de valores crescentes do $\text{NTK}_{\text{afluente}}$ devido à maior contribuição da carga de lixiviado. É possível verificar que apenas durante a segunda fase e começo da terceira fase, o processo LAC demonstrou menor eficiência quando comparado com o processo LAI.

5.7.1.3. Resultados Referentes aos Processos de Nitrificação e Desnitrificação

5.7.1.3.1 Nitrificação

A Figura 85 ilustra as taxas de nitrificação aplicadas em cada piloto ao longo do estudo, onde se observa que ambas chegaram a números superiores ao proposto por

COPITHORN et al (2000), de 300 a 400 $\text{gN-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, para sistemas do tipo MBBR.

Figura 85 - Taxas de nitrificação obtidas ao longo do estudo.

É possível constatar, com base na análise dos gráficos de nitrificação, que o processo LAI mostrou-se mais eficiente que o processo LAC; pode-se inferir que a presença do biofilme contribuiu apenas de forma quantitativa na conversão da amônia, uma vez que não foram encontradas diferenças significativas entre biomassa em suspensão e aderida.

Levando-se em conta que a variação de SSV afeta indiretamente a população de bactérias nitrificantes, as Figuras 86 e 87 apresentam a correlação entre a conversão de amônia e a concentração de biomassa (SSV) nos tanques de aeração de ambos os processos.

Figura 86 - Correlação entre amônia convertida e SSV presentes no tanque de aeração do processo LAC.

Figura 87 - Correlação entre amônia convertida e SSV presentes no tanque de aeração do processo LAI.

De acordo com as Figuras 86 e 87, observa-se o estabelecimento da correlação entre a elevação da concentração de SSV (biomassa em suspensão) no tanque de aeração com o aumento da taxa de conversão de amônia em ambos os processos; sendo que no processo LAI, contou-se ainda com o incremento de SSV (biomassa aderida) ao longo das fases, exercendo uma contribuição quantitativa.

É importante ressaltar, contudo, que os resultados obtidos pelo processo LAI na terceira fase do estudo, onde o efluente apresentou valores médios de $26 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 81), permite-se inferir a possibilidade da carga de lixiviado de 20% ter influenciado a

diminuição do desempenho do sistema, demonstrando que essa condição possa ser limitante para o processo.

5.7.1.3.2. Desnitrificação

Em relação ao processo de desnitrificação, as Tabelas 62 e 63 apresentam as estatísticas descritivas da concentração nitrito e nitrato, e as Figuras 88 e 89 as séries históricas dessas variáveis para ambos os processos.

Tabela 62 - Estatística descritiva dos resultados de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAC.

	1ª FASE		2ª FASE		3ª FASE	
	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	NO_2^- (mgN.L ⁻¹)	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	NO_2^- (mgN.L ⁻¹)	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	NO_2^- (mgN.L ⁻¹)
Média	0,33	0,10	6,63	0,07	1,65	0,076
Mínimo	0,13	0,0057	0,02	0,01	0,02	0,006
Máximo	0,59	0,53	17	0,15	9,8	0,316
Coef. Var.	0,54	1,75	1,01	0,67	1,75	1,01
Desvio padrão	0,17	0,18	6,72	0,05	2,9	0,076

Tabela 63 - Estatística descritiva dos resultados de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAI.

	1ª FASE		2ª FASE		3ª FASE	
	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	NO_2^- (mgN.L ⁻¹)	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	NO_2^- (mgN.L ⁻¹)	NO_3^- (mgN.L ⁻¹)	NO_2^- (mgN.L ⁻¹)
Média	11,95	0,03	22,8	0,18	8,23	0,29
Mínimo	9,2	0,0057	5,6	0,11	49,9	0,03
Máximo	21,4	0,09	36,2	0,29	0,1	0,75
Coef. Var.	0,23	0,81	0,58	0,41	1,31	0,88
Desvio padrão	2,74	0,02	13,14	0,07	10,77	0,26

Figura 88 - Série histórica da concentração de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAC. **Figura 89** - Série histórica da concentração de NO_3^- e NO_2^- gerados no Processo LAI.

Com base na análise dos dados dispostos nas tabelas e figuras acima, percebe-se que durante toda a segunda fase, em ambos os processos, ocorreram variações significativas nas concentrações das variáveis nitrito e nitrato; sendo que no final da terceira fase do processo LAC, observou-se uma elevação na concentração de nitrato enquanto que no processo LAI, a elevação ocorre com o nitrito.

De uma forma geral, os valores médios de nitrato no efluente do processo LAC mantiveram-se abaixo do limite de 10 mgN.L^{-1} durante todas as fases do estudo; já no processo LAI, sobretudo durante a segunda fase, o mesmo não é observado.

Em relação à capacidade de desnitrificação, as Figuras 90 e 91 apresentam gráficos comparativos entre a concentração de nitrato teórico, em função da quantidade de NTK afluente passível de ser convertida em nitrato, e a concentração de nitrato efetivamente desnitrificada em ambos os processos.

Figura 90 - Capacidade de desnitrificação do processo LAC.

Figura 91 - Capacidade de desnitrificação do processo LAI.

Pode-se perceber que em ambos os processos a quantidade de nitrato desnitrificado foi muito próxima da concentração de nitrato teoricamente gerado, indicando que a etapa de desnitrificação ocorreu de forma satisfatória em todas as fases do estudo. Ressalta-se, contudo, que no processo LAI a concentração desnitrificada foi superior à observada no

processo LAC pelo fato de que, neste último, a nitrificação não ocorreu plenamente, como discutida no item anterior.

5.7.1.3.3. Variação da Alcalinidade nas Etapas de Nitrificação e Desnitrificação

A variação da alcalinidade em decorrência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação foram calculadas como descritos na seção 3.1.2.1.2.3., com base nas Equações de 33 a 42.

Nas Tabelas 64 e 65 podem-se observar os valores obtidos em cada fase para cada piloto, da variação teórica da alcalinidade com base na estequiometria dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação; nas Tabelas 66 e 67, têm-se os dados experimentais de alcalinidade total nos afluentes e efluentes, bem como a variação observada ao longo de cada fase.

Tabela 64 - Variação teórica da alcalinidade observado no processo LAC.

Variação da alcalinidade no sistema de lodo ativado (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)												
Variável	1ª Fase				2ª Fase				3ª Fase			
	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{n}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{d}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{t}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{n}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{d}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{t}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{n}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{d}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{t}}$
Média	-24	-254	89	-190	-30	-496	227	-118	142	-660	323	-196
Máximo	20	18	182	-34	15	-293	339	-32	309	-140	671	-37
Mínimo	-55	-447	-47	-276	-91	-736	146	-313	34	-1364	68	-453
DP	7	122	61	73	29	175	92	74	104	185	94	111
CV (%)	-0,98	-0,48	0,69	-0,39	-0,97	-035	0,40	-0,63	0,74	-0,28	0,29	-0,57

Tabela 65 - Variação teórica da alcalinidade observado no processo LAI.

Variação da alcalinidade no sistema de lodo ativado (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)												
Variável	1ª Fase				2ª Fase				3ª Fase			
	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{n}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{d}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{t}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{n}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{d}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{t}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{n}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{d}}$	$\Delta\text{alc}_{\text{t}}$
Média	-25	-483	202	-306	18	-738	250	-470	91	-795	337	-368
Máximo	57	-263	300	-251	41	-564	357	-361	255	-294	660	-119
Mínimo	-87	-685	91	-349	-13	-934	81	-565	-9	-1407	142	-680
DP	43	113	58	28	39	187	85	107	67	276	145	139
CV (%)	-1,72	-0,23	0,28	-0,09	2,19	-0,25	0,34	-0,23	0,74	-0,35	0,43	-0,38

Tabela 66 - Variação experimental da alcalinidade observado no processo LAC.

Alcalinidade total Afluente e Efluente - (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)									
Variável	1ª Fase			2ª Fase			3ª Fase		
	Afluente	Efluente	Δalc_t	Afluente	Efluente	Δalc_t	Afluente	Efluente	Δalc_t
média	257	209	-49	369	252	-118	578	410	-168
máximo	350	296	7	394	350	-32	819	760	102
mínimo	167	112	-101	326	80	-313	310	33	-516
DP	56	53	37	82	71	74	183	233	107
CV (%)	0,22	0,26	-0,7	0,22	0,28	-0,63	0,32	0,57	-0,64

Tabela 67 - Variação experimental da alcalinidade observado no processo LAI.

Alcalinidade total Afluente e Efluente - (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)									
Variável	1ª Fase			2ª Fase			3ª Fase		
	Afluente	Efluente	Δalc_t	Afluente	Efluente	Δalc_t	Afluente	Efluente	Δalc_t
média	223	44	-178	369	59	-310	568	268	-299
máximo	316	101	-66	394	120	-230	819	524	10
mínimo	144	7	-300	326	10	-373	310	7	-724
DP	42	25	50	90	36	90	190	147	171
CV (%)	0,19	0,57	-0,28	0,24	0,61	-0,29	0,33	0,55	-0,57

Com base na análise dos dados dispostos nas Tabelas de 64 a 67, e observando o gráfico ilustrado na Figura 92, constata-se que a nitrificação no processo LAC foi insatisfatória, já que o consumo de alcalinidade foi abaixo do esperado; com exceção da última fase onde a variação experimental foi bem próxima da teórica. Tal fato pode ser explicado observando-se a série temporal da variável NH_4^+ , na Figura 82, onde por volta do 150º dia da fase, os níveis de amônia no efluente caem consideravelmente, provocando um maior consumo de alcalinidade.

Em relação ao processo LAI observar-se uma razoável aproximação entre valores teóricos e experimentais nas três fases, bem coerente com os níveis de nitrificação alcançados nesse sistema.

Deve-se ressaltar que, como apresentado nas Figuras 90 e 91, a desnitrificação ocorreu de forma satisfatória em ambos os processos, promovendo a reposição de 50% da alcalinidade consumida com a nitrificação.

Nota-se, contudo, que na primeira fase da piloto LAI os valores médios de alcalinidade são em torno de $44\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, relativamente abaixo dos $50\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ indicados com mínimos para sistemas MBBR, o que pode ter limitado o desempenho do sistema.

Figura 92 - Variação da alcalinidade Teórica e Experimental.

Pode-se concluir que os altos valores de alcalinidade observado nos afluentes devem-se a introdução da carga de lixiviado, uma vez que a concentração média obtida por FUJII (2011) para o mesmo esgoto foi de $177\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$; essa alta concentração, entretanto, acabou contribuindo para não limitar o processo de nitrificação em curso frente às altas cargas de amônia, sobretudo, como visto no processo LAI.

5.7.1.4. Balanço de Massa do Material Nitrogenado

Nas Tabelas 68 e 69 são apresentados os valores médios obtidos referentes aos balanços de massa do material nitrogenado (B_n) das duas pilotos, todo o equacionamento empregado foi detalhado na seção 3.1.2.1.2.4, nas Equações de 43 a 47.

Os resultados médios de balanços de massa nas três fases tiveram uma razoável aproximação do valor teórico $B_n = 1$, variando em até 10% desse resultado, com exceção a primeira fase da piloto LAC, na qual o balanço fechou com $B_n = 1,2$. Tal fato tem como principal causa, as eventuais paradas do sistema em função de problemas operacionais com as bombas de recalque de retorno de lodo, cuja incidência foi muito relevante nessa fase.

Deve-se ressaltar, contudo, que os demais valores permitem confirmar que os dados experimentais são confiáveis e que ambas as pilotos operaram sob condições estacionárias na maior parte da pesquisa.

Tabela 68 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAC – valores médios.

Fases	Mnta mgN.d⁻¹	MNI mgN.d⁻¹	MNd mgN.d⁻¹	MNte mgN.d⁻¹	Bn
1ª fase	283357	27148	207031	101220	1,2
2ª fase	357398	26091	239580	129520	1,1
3ª fase	461493	31893	317437	160748	1,1

Tabela 69 - Balanço de massa do material nitrogenado na piloto LAI – valores médios.

Fases	Mnta mgN.d⁻¹	MNI mgN.d⁻¹	MNd mgN.d⁻¹	MNte mgN.d⁻¹	Bn
1ª fase	190244	21569	169041	31090	1,1
2ª fase	273692	20549	226949	58562	1,1
3ª fase	365007	27379	35453	56441	1,1

5.8 Testes Respirométricos

5.8.1 Atividade Metabólica das Bactérias Heterotróficas.

A fim de avaliar a capacidade metabólica das bactérias heterotróficas, geradas em cada processo e submetidas a cada fase da pesquisa pelo incremento da carga de lixiviado, foram realizados testes respirométricos empregando o substrato Acetato de Sódio. A Figura 93 ilustra um exemplo de respirograma obtido.

Figura 93 - Exemplo de Respirograma para determinação de constantes cinéticas das bactérias heterotróficas.

Com os dados obtidos nesses ensaios, foi possível determinar para cada sistema e em cada fase da pesquisa, as constantes de crescimento específico máximo (μ_m) e as taxas de utilização de material orgânico ($r_{m\acute{a}x}$) das bactérias heterotróficas. Todo o equacionamento empregado encontra-se descrito na seção 3.1.2.1.1, nas Equações 4 e 5. A concentração de lodo ativo (X_a) foi determinada de forma experimental, através da TCO_{end} , como apresentado na mesma seção, Equação 2.

Na Tabela 70 são apresentados os valores médios das constantes cinéticas de crescimento e de utilização de material orgânico. Para efeito de comparação, foi acrescentado os resultados obtidos durante a pesquisa realizada por FUJII (2011), com as mesmas condições operacionais, mas sem a adição de lixiviado, sendo designado por “0%”.

Tabela 70 - Valores médios das constantes cinéticas de crescimento e de utilização de matéria orgânica.

Fases	Piloto LAC			Piloto LAI Biomassa em suspensão			Piloto LAI Biomassa Total		
	$\mu_{\max}$ d ⁻¹	$r_{\max}$ mgDQO.mgX _a .d ⁻¹	X _a mg.L ⁻¹	$\mu_{\max}$ d ⁻¹	$r_{\max}$ mgDQO.mgX _a .d ⁻¹	X _a mg.L ⁻¹	$\mu_{\max}$ d ⁻¹	$r_{\max}$ mgDQO.mgX _a .d ⁻¹	X _a mg.L ⁻¹
0%	2,1	6,5	616	1,7	3,7	769	2	4,4	1464
5%	2,8	6,2	770	1,6	3,5	1002	2	4,4	1541
10%	2,8	6,3	769	1,1	2,4	1000	1,5	3,3	1387
20%	2,7	6	846	1,3	3	1310	1,6	3,6	1600

Com base na análise dos resultados obtidos, pode-se admitir que não houver variação significativa nos valores da constante de crescimento específico tão pouco na taxa de utilização de matéria orgânica das bactérias heterotróficas presentes no processo LAC; já em relação ao processo LAI, pode-se verificar que ambas as constantes cinéticas sofrem uma redução de aproximadamente 20% na Biomassa em Suspensão e 25% na Biomassa Total.

Uma possível hipótese para esse fato pode ser encontrada na capacidade de armazenamento de substrato conferida à biomúdia. Como já mencionado na seção 3.1.2.2.1, o Biofilme formado possui, na sua primeira camada de colonização, a capacidade de adsorver as macromoléculas presentes no esgoto, transportando-as para seu interior, promovendo, assim, a clarificação do afluente (CHOI e DOMBROWSKI, 2007). Dessa forma, é de se supor que a presença de compostos recalcitrantes oriundos da contribuição da carga de lixiviado ao longo de cada fase, possa ter provocado essa

redução nos valores cinéticos, em decorrência da bioacumulação no interior do biofilme.

Contudo, deve-se ressaltar que os valores de $\mu_{\max}$ obtidos para as bactérias heterotróficas presentes em ambos os processos em todas as fases são compatíveis com os encontrados na literatura; já os valores de $r_{\max}$ do processo LAI apresentam-se um pouco abaixo, como pode ser observado na Tabela 2, na seção 3.1.2.1.1.

De uma forma geral, comparando o comportamento cinético com a eficiência de remoção de matéria orgânica obtida pelos sistemas em estudo ao longo da pesquisa, não há indícios de que a influência da carga advinda da contribuição do lixiviado tenha provocado qualquer alteração significativa nos processos de tratamento. A Figura 94 apresenta os dados médios de eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ e os respectivos valores de $\mu_{\max}$ obtidos para os processos LAC e LAI (biomassa total) ao longo do estudo.

Outro ponto interessante a destacar é a superioridade numérica nos valores de X_a presentes no processo LAI quando comparada com o processo LAC, devido a presença, na primeira, das biomédias.

Figura 94 - Correlação entre eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ e $\mu_{\max}$.

5.8.2 Atividade Metabólica das Bactérias Autotróficas.

Com o propósito de avaliar a capacidade metabólica das bactérias autotróficas envolvidas no processo de nitrificação, geradas em cada piloto e submetidas a cada fase da pesquisa pelo incremento da carga de lixiviado, foram realizados testes respirométricos. Para tanto, empregou-se os substratos Cloreto de Amônio e Nitrito de Sódio, na determinação das constantes cinéticas das bactérias nitritantes e nitrificantes, respectivamente.

Com os dados obtidos nesses ensaios, foi possível determinar as constantes de crescimento específico máximo (μ_m), as de meia saturação de Monod (K_n) e a taxa máxima de utilização de amônia e nitrito ($r_{n,máx}$) para as bactérias nitritantes e nitrificantes, conforme descrito na seção 3.1.2.1.2.2, através da Equação 3 e das Equações de 23 a 32.

5.8.2.1. Verificação do Balanço de Massa para Validação do Teste Respirométrico

Como propósito de validar os dados obtidos nos ensaios respirométricos, verificou-se se a TCO exercida em função do consumo do substrato específico (cloreto de amônia ou nitrito de sódio) corresponde à concentração adicionada no teste. Para tanto, procedeu-se a verificação do balanço de massa por meio da comparação entre a área gerada em função da TCO e a concentração de substrato adicionada (10 mg.L^{-1}). Todo o procedimento está detalhado na seção 4.5.6.

Na maioria dos testes realizados obteve-se uma boa recuperação, obtendo-se numa média de 98% e 89% para nitritantes e nitrificantes, respectivamente. Tais valores validam os ensaios para as condições estabelecidas nesse estudo. A Figura 95 apresenta um exemplo de respirograma obtido com adição dos substratos cloreto de amônia e nitrito de sódio.

Figura 95 - Exemplo de Respirograma para determinação de constantes cinéticas das bactérias autotróficas.

5.8.2.2. Determinação das Constantes Cinéticas das Bactérias Autotróficas – Nitritantes

Na Tabela 71 podem-se observar os resultados médios para as taxas de consumo de oxigênio obtidas nos testes de respirometria devido ao consumo de 10 mg.L^{-1} do substrato cloreto de amônia em cada fase da pesquisa para ambas as pilotos. Comparando-se os valores de $\text{TCO}_{n \text{ max}}$ referentes ao processo LAC, observar-se que apenas na primeira fase do experimento (5%) ocorreu uma boa aproximação com o valor teórico esperado ($45,7 \text{ mgN.L}^{-1}$), sendo que as fases seguintes ficaram abaixo do esperado; já no processo LAI, apenas a segunda fase (10%) apresentou-se um pouco acima, enquanto que as demais tiveram uma boa aproximação.

Com os valores médios de TCO_{exo} , TCO_{min} e $\text{TCO}_{\text{n max}}$, foi possível calcular as constantes cinéticas da nitrificação, as quais serão apresentadas na sequência.

Tabela 71 - Valores de TCO para as bactérias nitrificantes.

Fases	Sistema LAC			Sistema LAI		
	TCO_{Max} $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$	TCO_{min} $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$	$\text{TCO}_{\text{n max}}$ $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$	TCO_{Max} $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$	TCO_{min} $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$	$\text{TCO}_{\text{n max}}$ $\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$
5%	61	14	47	59	15	45
10%	44	9	35	68	16	52
20%	52	17	35	62	20	42

As constantes máximas de crescimento (μ_m) das bactérias nitrificantes foram determinadas com base na equação de Monod, como descrito na Equação 3.

Na Tabela 72 encontram-se os valores médios obtidos para cada processo em cada fase da pesquisa. Para efeito de comparação, foi introduzida a fase sem lixiviado (0%) referente à pesquisa conduzida por FUJII (2011).

Tabela 72 - Valores médios das constantes de crescimento específico máximo (μ_m) das bactérias nitrificantes.

Fases	Sistema LAC (d^{-1})	Sistema LAI	
		Biomassa em Suspensão (d^{-1})	Biomassa Total (d^{-1})
0%	0,52	0,28	0,44
5%	0,12	0,19	0,25
10%	0,11	0,14	0,18
20%	0,12	0,12	0,26

A partir dos resultados dispostos na Tabela 72, pode-se inferir que em ambos os processos observou-se uma significativa diminuição nos valores da constante de crescimento quando comparado com a fase 0%; sendo que no sistema LAC essa queda foi mais pronunciada. Pode-se notar uma redução de cerca de 76% e 41% nas pilotos LAC e LAI, respectivamente.

Contudo, mesmo com essa alteração, os valores de μ_m em todas as fases da pesquisa mantiveram-se compatíveis com o observado na literatura, como pode ser visualizado na Tabela 8. Outro fato importante é que, com já discutido na seção 5.7, não ocorreram mudanças na eficiência de remoção de compostos nitrogenados com o decorrer do estudo. Dessa forma, é possível que a população de bactérias nitrificantes tenha sofrido algum tipo de inibição com a introdução da carga advinda do lixiviado, mas que tal situação não comprometeu o tratamento, ao menos com a configuração proposta.

É interessante notar como as constantes de crescimento máxima obtidas no sistema LAC e as referentes à biomassa em suspensão do sistema LAI são semelhantes, o que permite concluir que, de fato, a presença das biomédias e, por conseguinte, do biofilme formado, conferem uma maior robustez ao tratamento.

A Figura 96 apresenta os dados médios de eficiência de remoção de NTK e os respectivos valores de μ_{max} obtidos para os processos LAC e LAI (biomassa total) ao longo do estudo.

Figura 96 - Correlação entre eficiência de remoção de NTK e μ_{max} .

As Tabelas 73 e 74 apresentam os valores médios obtidos para as constantes de meia saturação (K_n) e para a taxa máxima de utilização de amônia ($r_{n\ max}$) das bactérias nitrificantes. Todo o equacionamento envolvido está detalhado na seção 3.1.2.1.2.2.

Tabela 73 - Valores médios das constantes de meia saturação de Monod (K_n) das bactérias nitritantes.

Fases	Sistema LAC mg.L ⁻¹	Sistema LAI	
		Biomassa em Suspensão mg.L ⁻¹	Biomassa Total mg.L ⁻¹
0%	0,89	0,7	1,89
5%	1,34	1,12	1,39
10%	0,5	0,54	1,12
20%	0,7	1,0	1,42

Tabela 74 - Valores médios das taxas máximas de utilização de amônia ($r_{n \text{ max}}$) das bactérias nitritantes.

Fases	Sistema LAC mg.L ⁻¹	Sistema LAI	
		Biomassa em Suspensão mg.L ⁻¹	Biomassa Total mg.L ⁻¹
0%	6	7,5	8,5
5%	9	9,1	10
10%	7,7	9,8	10,5
20%	7,7	9,2	10,4

De acordo com a Tabela 73, comparando-se os dados de K_n da fase 0% com as demais se percebe uma relativa estabilidade entre os valores obtidos; sendo que apenas na primeira fase (5%) do processo LAC e na parcela referente a biomassa em suspensão do processo LAI da mesma fase, há um aumento da constante. Dessa forma, não é possível evidenciar nenhuma alteração provocada pela introdução da carga de lixiviado.

Deve-se notar que os dados obtidos para a constante K_n no processo LAI (biomassa total) são superiores aos citados na literatura, como pode ser observado na Tabela 7, contudo, mantém-se dentro da faixa indicada por VAN HAANDEL e MARAIS (1999), que varia entre 0 e 2 mg.L⁻¹.

Novamente, nota-se uma semelhança dos valores de K_n entre o processo LAC e a biomassa em suspensão do processo LAI, reforçando a ideia de contribuição advinda da presença do biofilme formado.

Em relação aos valores obtidos para as taxas máximas de utilização de amônia ($r_{n \max}$) das bactérias nitrificantes ao longo da pesquisa, percebe-se uma boa correlação com os dados experimentais de remoção de compostos nitrogenados, os quais estão dispostos nas Figuras 79 e 83, onde é possível constatar o melhor desempenho do processo LAI sobre o processo LAC no que diz respeito a eficiência dos processos de nitrificação.

Dessa forma, a conclusão que a contribuição da carga de lixiviado não foi determinante para inibir ou impactar significativamente os processos de nitrificação é reforçada.

5.8.2.3. Determinação das Constantes Cinéticas das Bactérias Autotróficas – Nitratantes

A Tabela 75 apresenta os valores médios obtidos para as constantes cinéticas das bactérias nitrificadoras para ambos os processos em cada fase da pesquisa.

Tabela 75 - Valores médios das constantes cinéticas das bactérias nitrificadoras

Fases	Sistema LAC			Sistema LAI Biomassa total		
	μ_m d^{-1}	K_n $mg.L^{-1}$	$r_{n \max}$ $mg.L^{-1}$	μ_m d^{-1}	K_n $mg.L^{-1}$	$r_{n \max}$ $mg.L^{-1}$
0%	0,1	1,39	8	0,68	3,6	13,2
5%	0,11	1,1	10,5	0,25	1,85	9,9
10%	0,16	1,0	17,5	0,22	2,11	10,2
20%	-	-	-	0,14	1,97	10,2

Devido a problemas operacionais, não foi possível determinar as constantes cinéticas das bactérias nitrificadoras na fase de 20% para o processo LAC.

Os valores encontrados para taxa máxima de crescimento (μ_m) das bactérias nitrificadoras foram muito semelhantes aos obtidos para as bactérias nitrificantes, o que demonstra um relativo equilíbrio entre as duas populações.

Observa-se uma acentuada diminuição dessa taxa na piloto LAI, da fase 0% para as demais com adição de lixiviado, contudo, como já observado anteriormente, tal fato não impactou a eficiência do processo.

5.9. Monitoramento da Toxicidade.

Um dos grandes inconvenientes atrelados ao lixiviado é, além da presença de compostos orgânicos recalcitrantes, a presença de substâncias potencialmente tóxicas que possam vir a inibir os processos biológicos de tratamento, ou mesmo serem lançadas em grandes quantidades nos corpos receptores.

Com o intuito de verificar a capacidade de ambos os processos em remover ou minimizar os efeitos tóxicos provocados pelas cargas de lixiviado aplicadas ao longo do estudo, foram realizadas análises de toxicidade aguda sobre bactérias marinha *Vibrio fischeri*, por meio da técnica do Microtox[®], e sobre o microcrustáceo *Daphnia similis*.

A Tabela 76 apresenta os valores médios obtidos em ambas às ferramentas para os dois processos ao longo de cada fase do estudo.

Tabela 76 - Resultados médios dos testes de toxicidade.

Fases	Afluente				Efluente - LAC				Efluente -LAI			
	<i>V.fischeri</i>		<i>D. similis</i>		<i>V.fischeri</i>		<i>D. similis</i>		<i>V.fischeri</i>		<i>D. similis</i>	
	CE 50 (%)	UT	CE 50 (%)	UT	CE 50 (%)	UT	CE 50 (%)	UT	CE 50 (%)	UT	CE 50 (%)	UT
1ª Fase	15	6,7	17,2	5,8	37,9	2,6	90,9	1,1	24,7	4,1	NT	NT
2ª Fase	13,3	7,5	19,3	5,2	35	2,8	94,6	1,1	30,9	3,2	NT	NT
3ª Fase	9,5	10,5	25,5	3,9	52,8	1,9	NT	NT	34,4	2,9	NT	NT

NT = Não Tóxico

De acordo com os valores médios obtidos nos ensaios de toxicidade, pode-se concluir que o efeito tóxico medido com a bactéria salina *V.fischeri* no afluente aumentou de acordo com a maior introdução da carga de lixiviado; enquanto que com o uso do microcrustáceo *D. similis*, manteve-se estável nas duas primeiras fases e teve uma

diminuição na última. De uma forma geral, ambos os resultados classificam o afluente em Muito Tóxico, tal qual o disposto na Tabela 14.

Em relação à toxicidade aguda medida nos efluentes com o uso de *D. similis*, é possível afirmar que o processo LAI apresentou melhor desempenho, resultando em ausência de toxicidade nas três fases do estudo; o processo LAC obteve remoção de toxicidade em torno de 80% nas duas primeiras fases, e ausência na última. Entretanto, com o emprego da bactéria marinha *V.fischeri*, foi o processo LAC que forneceu os melhores resultados, na média 62% nas duas primeiras fases e 82%, na última; a piloto LAI obteve 39%, 57% e 72% de remoção, respectivamente, em cada fase do estudo.

Tomando-se por base a consistência geral dos resultados, o uso da técnica Microtox[®] demonstrou ser mais sensível às substâncias presentes nas amostras.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos a partir da investigação experimental permitiram concluir que a adição de cargas de lixiviado em conjunto com esgoto doméstico é uma alternativa viável para a correta estabilização desse tipo de água residuária, e que o controle operacional da planta de tratamento é fundamental para o desempenho do processo.

Tanto o processo de lodos ativados como o híbrido IFAS mostraram-se promissores e estáveis frente à presença dos compostos orgânicos recalcitrantes e a alta carga de amônia advinda da presença do lixiviado de aterro sanitário; sendo que o segundo modelo, dada a presença de biomassa aderida, apresentou uma maior estabilidade e robustez operacional.

A expressão percentual da contribuição de lixiviado na composição da carga afluenta permite uma maior clareza e poder de comparação dos possíveis impactos causados nas plantas de tratamento.

Em linhas gerais, o monitoramento os dois processos (lodos ativados e IFAS) levaram as seguintes conclusões:

- Foi possível receber até 20% da carga de lixiviado de aterro sanitário em ambos os processos sem prejuízo para a remoção de matéria orgânica e nitrogenada, quando comparado aos resultados obtidos em estudo anterior, sem introdução de lixiviado;
- No processo IFAS, obteve-se índices de eficiência para remoção de matéria orgânica, expressa em termos de DBO, da ordem de 87% com adição de 5% e 10% de lixiviado e de 80% com a contribuição de 20% de lixiviado; no processo de Lodos Ativados, tanto com 10% e 20% de lixiviado, a eficiência foi de 80%, os resultados referentes à fase de 5% de lixiviado foram prejudicados em decorrência de problemas operacionais com a piloto;
- Observou-se, no processo IFAS, remoção de NTK acima de 90% em todas as fases, indicando que a nitrificação ocorreu de forma satisfatória; no processo de Lodos Ativados, os índices de remoção foram de 72% com 5% de lixiviado e de 65% com 10% e 20% de lixiviado, indicando um rendimento abaixo do esperado;
- Os estudos da biomassa presente em ambos os processos não revelaram aspectos que as diferenciem significativamente (biomassa em suspensão do processo de Lodos Ativados e biomassa em suspensão e aderida do processo IFAS), tanto em termos quantitativo, com o em relação à microfauna presente ao longo do estudo;
- Os coeficientes cinéticos relativos à remoção de matéria orgânica obtidos em ambas os processos mantiveram-se estáveis durante todas as fases do estudo, reforçando a conclusão de que a carga de lixiviado introduzida não provocou inibição;

- Os valores obtidos para a constante máxima de crescimento (μ_m) das bactérias nitrificantes apontaram uma redução em torno de 76% e 41% para o processo de lodos ativados e IFAS, respectivamente, quando comparados com os dados relativos à fase sem adição de lixiviado; tal fato, contudo, não provocou interrupção ou inibição no processo de nitrificação;
- Os ensaios de toxicidade demonstraram significativa redução deste potencial em relação ao afluente (esgoto sanitário em conjunto com o lixiviado), sobretudo no processo IFAS; sendo que a metodologia empregando a técnica de Microtox® mostrou-se mais sensível. A ausência da toxicidade aguda nos efluentes gerados em ambas as pilotos indicam a necessidade de realização de ensaios de toxicidade crônica, a fim de avaliar os impactos produzidos em longo prazo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, A.F., CATUNDA, Y. S. C., GUIMARÃES, P., VAN HAANDEL, A., **Uso da Respirometria para a Determinação Experimental da Cinética de Nitrificação**. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2000.

ANDREOTTOLA, G., OLIVEIRA, E.L., FOLADORI, P., DALLAGO, L., PETERLINI, R., CADONNA, M., **Método Respirométrico para o Monitoramento de Processos Biológicos**. Artigo Técnico, Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 10 – nº 1, págs: 14 -23, 2005.

APHA/AWWA/WEF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^a Edição, Washington DC. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) **NBR 8419 – Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro, ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) **NBR 13.896 – Aterros de Resíduos Não Perigosos: Critérios para Projetos, Implantação e Operação**. Rio de Janeiro, ABNT, 1997.

ARENZON, A., PEREIRA NETO, T.J., GERBER, W. **Manual Sobre Toxicidade em Efluentes Industriais**. CEP SENAI, 2011.

AZIZ, S.Q.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S., **Powdered Activated Carbon Augmented Double-Settle Sequencing Bath Reactor Process for Treatment of Landfill Leachate**, Journal Desalination, páginas 313 a 320, 2011.

BARBUSINSKI, K., KOSCIELNIAK, H. **Activated Sludge Floc Structure During Aerobic Digestion**. Water Science Technology, volume 36, no. 11, páginas 107-114, 1997.

BOCCHIGLIERI, 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 apresentada à Faculdade de Saúde Pública da USP. São Paulo, 2005.

BORRELY, S.I., **Redução da Toxicidade Aguda de Efluentes Industriais e Domésticos Tratados por Irradiação com Feixes de Elétrons, Avaliada com**

Espécies *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Poecilia reticulata*. Tese apresentada ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPEN) na Área de Tecnologia Nuclear-Aplicações. 2001.

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

BOSCOV, M.E.G., **Geotecnia Ambiental.** Oficina de Textos, São Paulo, 2008.

BUENO, R.F., **Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto.** Dissertação apresentada à Faculdade de Saúde Pública da USP, área de concentração: Saúde Ambiental, 2011.

CAMPOS, F., **Determinação Experimental da Constante de Decaimento Endógeno em um Sistema de Lodos Ativados Tratando Água Residuária Simulando Despejo de Coqueria.** Dissertação apresentada à Escola Politécnica da USP, área de concentração: Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2003.

CALLI, B., MERTOGLU, B., INANC, B. **Landfill Leachate Management in Istanbul: Applications and Alternatives.** Chemosphere, volume 59, páginas 819-829, 2004.

CANDIANI, G. **Estudo da geração de metano em uma célula de aterro sanitário.** Tese apresentada à Universidade Federal do ABC, na área de Tecnologia, Engenharia e Modelagem, 2011.

CASTRO, M.C.A.A. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterro sanitário.** Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2001.

ÇECEN, F. , ÇAKIROLUM, D., **Impact of Landifill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater,** Biotechnology Letters 23: 821-826, 2001.

CENENS, C., SMETS, I. Y., VAN IMPE, J.F. **Modeling the Competition Between Floc-Forming and Filamentous Bacteria in Activated Sludge Wastewater Treatment Systems – II – A Prototype Mathematical Model Based on Kinetic Selection and Filamentous Backbone Tehory.** Water Science Technology, volume 30, no. 11, páginas 321-335, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes e organismos aquáticos.** Volume 1, 1997.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB), disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 05/11/2011.

COSSU, R. et al., **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, p. XXXIII-1 a XXXIII-13. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.

COSTA, A.G., FERREIRA, A.F., VAN HAANDEL, A., **Monitoramento da Atividade Bacteriana de um Sistema de Lodos Ativados Bardenpho por Meio da Respirometria.** Artigo Técnico, Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 12 – nº 1, págs: 17 -23, 2007.

COSTA, C.R., OLIVI, P., BOTTA, C.M.R., ESPÍDOLA, L.G. **A Toxicidade em Ambientes Aquáticos: Discussão e Métodos de Avaliação.** Química Nova, volume 31, no. 7, páginas 1820-18360, 2008.

COPITHORN, D.S.R., RANDAL, C., PHAGO, R.J.D., RUSTEN, B. **Investigation of Hybrid Systems for Enhanced Nutrient Control.** Water Environment Research Foundation (WERF), 2000.

CUTOLO, S.V., **Dinâmica Populacional da Microfauna de Lodos Ativados.** Dissertação apresentada à Faculdade de Saúde Pública/USP, 1996

DAMATO, M., **Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinarias de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras.** Tese apresentada à Escola Politécnica da USP (EPUSP), no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 1997.

DERKS, Y.M., **Uso da Respirometria para Avaliar a Influência de Fatores Operacionais e Ambientais Sobre a Cinética da Nitrificação.** Dissertação apresentada à Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2007.

DIAMADOPOULOS, E. et al., **Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor.** Water Science & Technology, v. 36, p. 61-68, 1997.

DOWNING, A.L. **Selected Subjects in Waste Treatment**. 3 ed.: Delft, IHE., 1978.

EDUARDO, J. **Avaliação das Características Microbiológicas e Físico-Químicas do Lixiviado (Chorume) no Processo de Tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ)**. Dissertação apresentada à Universidade do Estado do Rio de Janeiro, área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial, 2007.

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

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.; COTRIM, S.L.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**. Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, referência I-075, 2000.

FERNANDES, J.G.S., VAN HAANDEL, A., CAVALCANTI, P.F.F., COURA, L., **Utilização da Respirometria no Controle Operacional de Sistemas Aeróbios de Tratamento de Águas Residuárias - A Experiência Da Cetrel** - Artigo Técnico, Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 6 – nº 3, 2001.

FERREIRA, A.G. **Estudo dos Lixiviados das Frações do Aterro Sanitário de São Carlos/SP por Meio da Caracterização Físico-Química**. Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2010.

FERREIRA, E.D.S., SOARES, S.R.A., BERNARDES, R.S., **Uso da Respirometria para a Caracterização de Esgotos Domésticos: Aplicação, Limites e Apresentação de Método Simplificado**. anais do XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental – AIDIS, Cancúm, 2002.

FERREIRA, J. A. et al., **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário**. PROSAB, 2009.

FUJII, F. Y., **Análise Comparativa Entre o Processo de Lodo Ativado e o Reator de Biofilme de Leito Móvel na Remoção de Nitrogênio de Esgoto Sanitário**. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, área de concentração: Engenharia Civil, 2011.

SILVA SILVA FILHO, H.A., **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Campina Grande, área de concentração: Engenharia Civil. 2009

GAUL, T., MARKER, S. e KUNST, S., Start-Up of Moving Bed Biofilm Reactors for Deammonification: The Role of Hydraulic Retention Time, Alkalinity and Oxygen Supply. **Water Science & Technology**, volume 2, no. 7 páginas 127–133, 2005.

GOMES, L.P. et al., **Processo e Monitoramento da Digestão de Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos**. ABES, Rio de Janeiro, páginas 65-108, 2006.

HALIM, A.A.; AZIZ, H.A.; JOHARI, M.Z.M.; ARIFFIN, K.S., **Comparison Study of Ammonia and COD Adsorption on Zeolite, Activated Carbon and Composite Materials in Landfill Leachate Treatment**, Journal Desalination, ELSEVIER, páginas 31 a 35, 2010.

HEM, L. J., ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., **Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor** - *Water Resources* (G.B.), no. 28, páginas 1425-1433, 1994.

JENKINS, D., RICHARD, M.G., DAIGGER, G.T., **Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming**. Lewis Publishers, 1993.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4ª edição, Rio de Janeiro, SEGRAC, 2005.

KELLY, H.G., **Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site**. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, vol 59 no. 5 pág 254-261, 1987.

KERMANI, M., BINA, B., MOVAHEDIAN, H., AMIM M.M., NIKAEIN, M. **Application of Moving Bed Biofilm Process for Biological Organics and Nutrients Removal from Municipal Wasterwater**. American Journal of Environmental Sciences, volume 4, páginas 675-682. 2008

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D., **Organics Removal From Landfill Leachate and Activated Sludge Product on in SBR Reactors**, Waste Management, ELSEVIER, páginas 1140 a 1147, 2006.

KURNIAWAN, T. A.; WAI-HUNG LO; YS CHAN, G., **Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants From Landfill Leachate**. Journal of Hazardous Materials, páginas 80 a 100, 2005.

LESSEL, T.H., **Upgrading and Nitrification by Submerged Bio-Film Reactors - Experiences From a Large Scale Plant**. Anais da 2nd International Conference Specializae on Biofilm Reactors, Paris, France - pp. 231 – 238, 1993.

LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F., **Treatment of Stabilized Landfill Leachate by the Combined Process of Coagulation/Flocculation and Power Activated Carbon Adsorption** – Journal Desalination, páginas 56 a 62, 2010.

LINS, M.C.M. **Avaliação Microbiológica e Fitotóxica do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca-PE**. Dissertação apresentada à Universidade Ferderal de Pernambuco, área de concentração: Biotecnologia de Produtos Bioativos, 2005.

MARANÕN, E.; CASTRILLO, L.; FERNANDEZ-NAVA, Y.; FERNANDEZ-MENDES, A.; FERNANDEZ-SÁNCHEZ, A., **Coagulation-Floculation as a Pretreatment Process at a Landfill Leachate Nitrification-Denitrification Plant**, Journal of Hazardous Materials, 2008.

METCALF & EDDY, **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4^a edição, G. Tchobanoglous, F. L Burton, H. D. Stensel (Editores), McGraw-Hill, Nova Yorque. 2004

OLIVEIRA, D.V.M. **Caracterização dos Parâmetros de Controle e Avaliação de Desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR)**. Dissertação apresentada a Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) ao departamento de Engenharia Civil, 2008.

McBEAN, E.A. et al., **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall, New Jersey, 1995.

MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; MARTINS, L. K., **Estudo de Diferentes Métodos de Partida de Sistemas de Tratamento Aeróbio para Lixiviados de Aterro Sanitário Estabilizado em Escala de Laboratório**, anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., **Wastewater treatment with aerated submerged biological filters**, Journal Water Pollution Control Federation, v. 56, n. 5, pp. 424-431, 1993.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., WESTRUM, T., **A New Moving Bed Biofilm Reactor – Applications and Results**. Water Science Technology, volume 29, no. 10-11, páginas 157-165, 1994.

PORTO, A.L., **Uso da Respirometria para Caracterização da Atividade Metabólica de Bactérias Heterotróficas**. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2007.

PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico: **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção** – Edital 5 - Livro 2, Rio de Janeiro: Editora ABES, 428p., 2009.

QASIM, S.R; CHIANG, W., **Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment**, Technomic publication, Pensilvânia, EUA, 1994.

RANZI, B.D., **Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Evaporação Natural com Painéis – Estudo em Escala Piloto**. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina, área de concentração: Engenharia Ambiental, 2009.

REGMI, P., THOMAS, W., SCHAFFRAN, G., BOTT, C., RUTHERFORD, B., WALTRIP, D., **Nitrogen Removal Assessment Through Nitrification Rates and Media Biofilm Accumulation in the IFAS Process Demonstration Study**. Water Research, volume 45, páginas 6699-6708, 2011.

RENOU, S; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P., , **Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity**, Journal of Hazardous Materials, páginas 468 a 493, 2007.

RUSTEN, B., HELLSTROM, B. G., HELLSTROM, F., SEHESTED, O., SKJELFOSS, E., SVENDSEN, B., **Pilot Testing and Preliminary Design of Moving Bed Biofilm Reactors for Nitrogen Removal at the FREVAR Wastewater Treatment Plant**, Water Science and Technology, v. 42, n. 4/5, páginas 13-20, 2000.

RUSTEN, B., HEM, L., ØDEGAARD, H., **Nitrification of Municipal Wastewater in Moving-bed Biofilm Reactors** - Water & Environment Research, volume 67, páginas 75-86, 1995.

RUSTEN, B., SILJUDALEN, J. G., BUNGUN, S., **Moving Bed Biofilm Reactors for Nitrogen Removal: From Initial Pilot Test to Start-Up of the Lillhammer WWTP**, Water Environment Federation, 68th Annual Conference. USA. October, 1995.

RODRIGUES, A.Q., VAN HAANDEL, A., CAVALCANTI, P.F.F. – **Caracterização das Bactérias Heterotróficas de Sistemas de Lodo Ativado, Geradas A Partir de Esgoto Bruto e Esgoto Digerido**. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2005.

RUSSELL, D.L., **Practical Wastewater Treatment**. Wiley-Interscience, 2006

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, disponível em < www.ambiente.sp.gov.br, >. Acesso em 05/11/2011.

SILVA, A.C., **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. Dissertação apresentada à Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), área de concentração: Engenharia Civil, 2002.

SILVA, D.D. **Remoção Biológica do Nitrogênio Pela Via Curta de Lixiviado de Aterro Sanitário Operando um Reator em Bateladas Sequencial (SBR)**. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da USP, departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2009.

SOARES, S.R.A., MACHADO, A.F., SOUZA JR., L.C., BERNARDES, R.S., **Respirometria na Caracterização do Afluente para o Controle Operacional de ETE**. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2001.

SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J., **Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil**. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, referência III-040, 2005.

SPAGNI, A., MARSILLI-LIBELLI, S., LAVAGNOLO, M.C. **Optimisation of Sanitary Landfill Leachate Treatment in a Sequencing Batch Reactor**. Water Science & Technology, referência 58,2, 2008.

SPANJERS, H., VANROLLEGHEM, P., **Respirometry as a Tool for Rapid Characterization of Wastewater and Activated Sludge**. Water Sciences Technology, volume 31, no. 2, páginas 104-114, 1995.

TARTARI, L.C., **Avaliação do Processo de Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Novo Hamburgo**. Dissertação apresentada à Universidade Luterana do Brasil (ULBRA), no Departamento de Energia, Ambiente e Materiais, 2003.

TCHOBANOGLOUS, G *et al.*, **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. Mc Graw Hill. Metcalf & Eddy, Inc. International Edition. New York, 2004.

TIEDJE, J. M., **Denitrification**. In A. L. Page (ed.), **Methods of Soil Analysis**. parte 2 (pp. 1011-1026). Madison, WI: ASA-SSSA, 1982.

U.S. EPA, **Control Design Manual**. EPA-600/R-10/100; Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 2010

U.S. EPA, **Nutrient Control Design Manual**. EPA-600/R-09/012; Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 2009

UYGUR, A., KARGI, F. **Biological Nutrient Removal From Pré-Treated Landfill Leachate in a Sequencing Batch Reactor**. Journal Environmental Management, volume 71, páginas 9-14, 2004.

VAN HAANDEL, A.C., MARAIS, G V R., **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: epgraf, 472 p., 1999.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HENZE, M. **Maintenance, Endogenous Respiration, Iysis and Predation**. Water Science Technology, vol. 39; n° 1; pp. 107-117, 1999.

VAZOLLER, R.F. **Microbiologia dos Lodos Ativos**, São Paulo, CETESB, 1989.

VENSKIS, Z.; CARDILLO, L. **Tecnologia em Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário Utilizando-se Lodo Ativado de Forma não Convencional e Adsorção em Carvão Ativado: Pré-tratamento do Chorume de Aterro Sanitário para Remoção de Nitrogênio Amoniacal e Geração de Fosfato de Amônia**. Anais do Congresso Brasileiro de Ciências e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável (ICTR). Florianópolis/SC, 2004

VILLAS BÔAS, D. M. F. **Estudo Microbiológico de Sistemas de Lodos Ativos com Ênfase nas Bactérias Degradadoras de Fenol**. Tese apresentada à Escola Politécnica da USP, departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoa de Estabilização**. 1ª edição, Belo Horizonte, DESA, UFMG, 1996.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF), **Industrial Wastewater Management, Treatment and Disposal**. 3a Edição – Manual of Practice no. FD-3, McGraw Hill, 2008.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF) **Operation of municipal wastewater treatment plants – Manual of Practice no. 11**. Volume 1, editora McGraw Hill, 2008.

WELANDER, U., HENRYSSON, T., WELANDER, T. **Nitrification of Landfill Leachate Using Suspended-Carrier Biofilm Technology**. Water Research, volume 31, páginas 2351-2355, 1997.

WIESMANN, U., CHOI, I.S., DOMBROWSKI, E.M., **Fundamental of Biological Wastewater Treatment**. Wiley-VCH, 2007.

WISZNIOWSK, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V., **Landfill Leachate Treatment Methods: A Review**, Environ Chem Lett, páginas 51 a 61, 2005

WISZNIOWSK, J.; SURMACZ-GORSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J.V., **The Effect of Landfill Leachate Composition on Organics and Nitrogen Removal in a Activated Sludge System With Bentonit Additive**. Jornal of Environmental Mananagement, páginas 59-68, 2007.