

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
NÍVEL DE MESTRADO

ÂNDREA ALINE ROSA DE SOUZA

TRATAMENTO CONSORCIADO DE ESGOTO SANITÁRIO COM LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS, LODOS DE TANQUES SÉPTICOS E EFLUENTES DE
SANITÁRIOS QUÍMICOS POR LODOS ATIVADOS EM BATELADA NA ETE CANOAS –
CORSAN.

SÃO LEOPOLDO
2011

ÂNDREA ALINE ROSA DE SOUZA

TRATAMENTO CONSORCIADO DE ESGOTO SANITÁRIO COM LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS, LODOS DE TANQUES SÉPTICOS E EFLUENTES DE SANITÁRIOS QUÍMICOS POR LODOS ATIVADOS EM BATELADA NA ETE CANOAS – CORSAN.

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides S. Miranda

São Leopoldo
2011

Ficha catalográfica

S729e Souza, Ândrea Aline Rosa de
Tratamento consorciado de esgoto sanitário com lixiviados de
aterros sanitários, lodo de tanques sépticos e efluentes de
sanitários químicos por lodos ativados em batelada na ETE
Canoas - CORSAN / por Ândrea Aline Rosa de Souza. – 2011.
185 f. ; il. : 30cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2011.
Orientação: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda.

1. Lixiviados de aterros sanitários. 2. Tratamento consorciado.
3. Lodo de tanques sépticos. 4. Efluentes de sanitários químicos. 5.
Lodos ativados. I. Título.

CDU 624.8

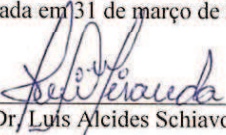
Catálogo na Fonte:
Bibliotecária Vanessa Borges Nunes - CRB 10/1556

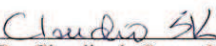
ÂNDREA ALINE ROSA DE SOUZA

**“TRATAMENTO CONSORCIADO DE ESGOTO SANITÁRIO
COM LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS, LODOS DE
TANQUES SÉPTICOS E EFLUENTES DE SANITÁRIOS
QUÍMICOS POR LODOS ATIVADOS EM BATELADA NA
ETE CANOAS – CORSAN”**

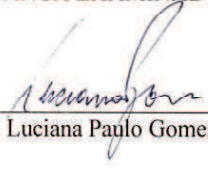
Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.


Aprovada em 31 de março de 2011


Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda
Orientador


Prof. Dr. Claudio de Souza Kazmierczak
Coordenador do PPGEC/UNISINOS

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dra. Luciana Paulo Gomes - UNISINOS


Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia - UFRGS

AGRADECIMENTOS

Instituição Financiadora:



CAPES
Edital Pró - Engenharias

Instituição Executora:



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Apoio:



COMPANHIA RIOGRANDENSE DE SANEAMENTO
Departamento de Análises Laboratoriais
Laboratório Central de Esgotos



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Laboratório de Saneamento

RESUMO

No Brasil, apenas uma pequena parcela do esgoto sanitário coletado é efetivamente tratado. Entretanto, no âmbito urbano há a geração de outros tipos de efluentes tais como lodos de tanques sépticos, neste caso considerado um efluente devido ao teor de água superior a 90%, efluentes de sanitários químicos e lixiviados de aterro sanitários, todos gerados a partir de atividades urbanas, e que necessitam de tratamento adequado para disposição final. O tratamento consorciado destes efluentes externos com esgoto sanitário tem sido utilizado como estratégia para diminuir os custos no tratamento. No entanto, devido a grande variabilidade de composição e concentração, estes efluentes têm difícil tratabilidade, principalmente em estações convencionais. Ainda não há consenso sobre os impactos provocados por esta mistura de efluentes sobre os processos de tratamento encontrados nas ETE's, nem sobre a proporção segura para a diluição a ser adotada em relação ao esgoto sanitário. A ETE Canoas – CORSAN possui um sistema de lodos ativados operando em batelada, tratando de forma consorciada esgotos sanitários, lixiviados de aterros sanitários, lodos de tanques sépticos e efluentes de sanitários químicos, sem uma quantidade máxima estipulada para o recebimento destes efluentes externos. Nesta pesquisa buscou-se caracterizar a mistura afluyente e avaliar o impacto do tratamento combinado sobre as condições operacionais da ETE, bem como o seu desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010. Verificou-se que o percentual de diluição dos efluentes externos no ES variou entre 2,1% e 11,3% e que a contribuição destes efluentes para a carga total da DQO variou entre 14% e 74%. A composição físico-química da mistura afluyente ao reator biológico influenciou na composição da microbiota presente no RSB. O impacto mais freqüentemente observado pela entrada de cargas de choque foi a perda de biomassa, devido a problemas de floculação e sedimentação, como o *bulking*. A ocorrência de cargas de choque decorrentes da entrada de efluentes externos promoveu um aumento do IVL de 46 mL/g para 287 mL/g, da mesma forma verificou-se um aumento da relação A/M, que passou de 0,42 d⁻¹ para 0,82 d⁻¹. Entre os metais pesquisados o Ca, Fe e K foram encontrados em maiores percentuais nas amostras de efluentes externos, correspondendo a 15,8%, 10,4% e 10,1%, respectivamente. Também foram detectados teores de Cu, Zn, Ti, Cr, em menores percentuais. No lodo biológico foram detectados 56% de Fe, 16% de Ca, 10% de Si e 8% de S, adsorvidos nos flocos, além Zn (4%), Cu (3%), Mn (1,5%) e K (1,2%). A exposição freqüente da microbiota a cargas de choque foi o principal efeito a colaborar no decréscimo das eficiências de remoção de SST, DBO₅, DQO, P_{total} e N-NH₄⁺, prejudicando a qualidade do efluente final. A adoção de uma unidade de recebimento e tratamento preliminar dos efluentes externos permitirá um maior controle operacional na dinâmica de recebimento e tratamento dos efluentes externos, melhorando o desempenho da ETE.

Palavras chave: Tratamento consorciado, Lixiviado de aterro sanitário, lodo de fossa séptica, efluente de sanitário químico, Lodos ativados.

ABSTRACT

In Brazil, only a small portion of domestic wastewater collected is effectively treated. In most cities, the treatment system used is the septage, which have low efficiency and need for maintenance and periodic removal of sludge, which must be properly disposed. In the cities there is the generation of other types of waste such as sludge from septage, in this case considered an effluent as the water content exceeds 90%, effluent from chemical toilet and sanitary landfill leachate, all generated from urban activities, and require adequate treatment to final disposal. The combined treatment of these external effluents with domestic wastewater has been used as a strategy to reduce the cost of tractability. However, the great variability of composition and concentration of this effluents, make it a difficult treatability mixture, especially on conventional plants. There is still no consensus on the impacts caused by this mixture of effluents on the degradation processes commonly found in DWTP's nor on the safe ratio for the dilution to be adopted in regard to domestic wastewater. DWTP Canoas - CORSAN has an activated sludge system operating in batch, there is the combined treatment of domestic wastewater, sludge from septage, effluent from chemical toilet and sanitary landfill leachate, without a maximum amount stipulated for receipt of these external effluent. This study aimed to characterize the influent mixture and assess the impact of combined treatment on the operating conditions of the DWTP, as well as its performance in the removal of organics and nutrients between January 2009 to August 2010. It was found that the percentage of dilution of external effluent in domestic wastewater varied between 2.1% and 11.3% and that the contribution of this effluents to the total COD load varied between 14% and 74%. The physico-chemical composition of the influent mixture to biological reactor has influence on the composition of the microfauna present in the SBR. The most frequently observed impact by the shock loads entry was the loss of biomass due to flocculation and settling problems, such as bulking. The occurrence of shock loads due to the entry of external effluents promoted an increase in the SVL of 46 mL/g to 287 mL/g, just as there was an increase in the F/M, which increased from 0.42 d⁻¹ to 0.82 d⁻¹. Among the metals analyzed for Ca, Fe and K were found in higher percentages in the external effluent samples, corresponding to 15.8%, 10.4% and 10.1% respectively. Were also detected for Cu, Zn, Ti, Cr, in low percentages. In biological sludge were detected 56% Fe, 16% Ca, 10% Si and 8% of S, adsorbed on the flocs, and Zn (4%), Cu (3%), Mn (1.5%) and K (1.2%). The frequent exposure of activated sludge community to shock loads was the main effect to collaborate in the removal efficiencies reduction of TSS, BOD₅, COD, TP and N-NH₄⁺, damaging the quality of the final effluent. The adoption of a unit for receiving and preliminary treatment of external effluents could permit a greater operational control in the receiving and treatment dynamic of external effluents, improving the performance of DWTP.

Key words: Combined Treatment, Sanitary Landfill Leachate, Sludge from Septages, Effluent from Chemical Toilet, Activated Sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Esgoto a céu aberto.	23
Figura 3.2: Tipos de tratamento de esgotos sanitários encontrados nos distritos brasileiros.	24
Figura 3.3: Detalhes de um sanitário químico portátil. (a) Interior de uma cabine de sanitário químico portátil. (b) Caminhão com bomba de sucção mecânica, que aspira os dejetos e transporta os efluentes até o destino final.	28
Figura 3.4: Floco de lodo ativado bem formado.	36
Figura 3.5: Predominância relativa de microrganismos versus relação A/M e idade do lodo.	38
Figura 3.6: Sequência Típica de Operação do RSB.	44
Figura 3.7: Eutrofização de um corpo d'água.	48
Figura 3.8: Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo.	53
Figura 4.1: Localização dos pontos de monitoramento do sistema de tratamento segundo a marcha de serviços da ETE Canoas – CORSAN. (A) Calha Parshall da entrada do tanque de aeração. (B) Pseudozona anóxica (representada pela linha pontilhada) no início do tanque de aeração. (B1) Zona aerada, no meio do tanque de aeração. (B2) Canal de saída do tanque de aeração. (C) Canal de saída do decantador secundário.	66
Figura 4.2: Localização do amostrador automático instalado para a caracterização da mistura afluyente, realizada no período de janeiro a junho de 2010 na ETE Canoas - CORSAN.	70
Figura 5.1: Fluxograma do processo de tratamento da ETE Canoas – CORSAN, demonstrando as fases do tratamento preliminar, tratamento biológico, e de tratamento do lodo, que atualmente encontra-se fora de operação.	75
Figura 5.2: Tratamento Preliminar da ETE Canoas – CORSAN. (a) Câmara de reservação inferior. Caminhões tanque descarregando efluentes externos. (b) Detalhe da bomba submersa. (c) Sistema de recalque do afluyente. (d) Caixa de areia.	76
Figura 5.3: Etapas da Batelada. (a) Enchimento. Entrada da mistura afluyente no tanque de aeração. (b) Reação. Aeradores ligados, na zona aeróbia. (c) Sedimentação. Todos os aeradores desligados. (d) Descarte e repouso. Retirada do líquido sobrenadante através do controle visual do nível do tanque de aeração.	77
Figura 5.4: Tratamento Biológico da ETE Canoas – CORSAN. (a) Detalhe da calha de entrada do tanque de aeração, através da qual o efluente é conduzido lentamente para o fundo do tanque de aeração. (b) Reator Biológico. Aeradores em funcionamento. (c) Decantadores Secundários. (d) Detalhe da saída do efluente final, sendo encaminhado para o corpo receptor.	78

Figura 6.1: Volume mensal de esgoto sanitário e efluentes externos (LAS + LFS + ESQ) recebidos em 2008.	81
Figura 6.2. Imagens capturadas durante a análise microbiológica do lodo anóxico da ETE Canoas – CORSAN, com aumento de 40x. (a) Spirogyra sp. (b) Espirulina sp. (c) Sedimentos inorgânicos inseridos no floco.	84
Figura 6.3: Variação da concentração de sólidos no mixed liquor da pseudozona anóxica, no início do tanque de aeração (Ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	87
Figura 6.4: Variação da concentração de sólidos no mixed liquor da zona aerada, no meio do tanque de aeração (Ponto B1) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	88
Figura 6.5: Relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais na pseudozona anóxica do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN.	89
Figura 6.6: Variação das concentrações de SST na mistura afluyente e no efluente do tanque de aeração, e eficiência remoção de SST no RSB da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	90
Figura 6.7: Variação da concentração de SST, limite da LO e eficiência de remoção de SST no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	91
Figura 6.8: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.	92
Figura 6.9: Variação da DQO no mixed liquor da pseudozona anóxica, no tanque de aeração (ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	94
Figura 6.10: Variação da DQO no mixed liquor da zona aeróbia, no tanque de aeração (ponto B1) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	95
Figura 6.11: Variação das concentrações de DQO na mistura afluyente e no efluente do tanque de aeração, e eficiência média de remoção de DQO no efluente do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	96
Figura 6.12: Variação da DQO, limite da licença de operação e eficiência remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	97
Figura 6.13: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para DQO, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.	98
Figura 6.14: Variação da DBO5, limite da licença de operação e eficiência média de remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	100
Figura 6.15: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para DBO5, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.	101
Figura 6.16: Variação da concentração de Ptotal no lodo biológico anóxico em comparação com a concentração de SST no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	103
Figura 6.17: Variação da concentração de Ptotal no lodo biológico aeróbio em comparação com a concentração de SST no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	103

Figura 6.18: Concentração de P_{total} e eficiência remoção no efluente do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	105
Figura 6.19: Variação da concentração de P_{Total} , limites da LO e eficiência média de remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.....	107
Figura 6.20: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para P_{total} , no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.	107
Figura 6.21: Variação da concentração de $N-NH_4^+$ no mixed liquor da pseudozona anóxica em comparação com a temperatura ambiente no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	111
Figura 6.22: Variação da concentração de $N-NH_4^+$ no mixed liquor da zona aeróbia em comparação com a temperatura ambiente no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	111
Figura 6.23: Variação da concentração de $N-NH_4^+$ e eficiência média de remoção no efluente do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	113
Figura 6.24: Variação da concentração de $N-NH_4^+$, limites da licença de operação e eficiência média de remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.....	114
Figura 6.25: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para $N-NH_4^+$, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.	115
Figura 6.26: Variação da vazão de entrada no sistema da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	116
Figura 6.27: Temperaturas médias do ar atmosférico, afluente, e efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	117
Figura 6.28: Médias encontradas no pH do afluente (ponto A), mixed liquor da pseudozona anóxica (ponto B) e no efluente final (ponto C) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	118
Figura 6.29: Médias encontradas no OD do efluente final (ponto C) e variação de OD observada no mixed liquor da pseudozona anóxica (ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	119
Figura 6.30: Médias semanais encontradas nos SSed do afluente (ponto A) e efluente final (ponto C) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, em comparação com o limite da LO....	121
Figura 6.31: Médias semanais encontradas no Índice Volumétrico de Lodo (IVL) do mixed liquor da pseudozona anóxica (ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	122
Figura 6.32: Médias semanais encontradas na Relação Alimento/Microrganismo no mixed liquor da pseudozona anóxica (ponto B), da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	124
Figura 6.33: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO5 e $N-NH_4^+$ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de fevereiro de 2010.	127

Figura 6.34: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de fevereiro de 2010.	128
Figura 6.35: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO5 e N-NH4+ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de março de 2010.	131
Figura 6.36: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de março de 2010.	132
Figura 6.37: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO5 e N-NH4+ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de abril de 2010.	135
Figura 6.38: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de abril de 2010, correspondendo a um lote de 6 amostras, cada.	136
Figura 6.39: Variação das cargas de DQO, alcalinidade, DBO5 e N-NH4+ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de janeiro de 2010.	139
Figura 6.40: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de janeiro de 2010.	140
Figura 6.41: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO5 e N-NH4+ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de maio de 2010.	143
Figura 6.42: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de maio de 2010.	144
Figura 6.43: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO5 e N-NH4+ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de junho de 2010.	147
Figura 6.44: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de junho de 2010.	147
Figura 6.45: Volume de efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN entre 2009 e agosto de 2010.	157
Figura 6.46: Somatório do volume percentual de efluentes externos recebidos, em relação a 100% do volume total da mistura afluente (efluentes externos + esgoto sanitário).	158
Figura 6.47: Relação percentual entre a carga de DQO dos efluentes externos recebidos e a carga total de DQO da mistura afluente na ETE Canoas – CORSAN, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.	160
Figura 6.48: Comparação da carga de DQO dos efluentes externos recebidos (LAS, LFS e ESQ) e a carga diária de segurança, calculada em função dos parâmetros de projeto da ETE Canoas – CORSAN, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.	162
Figura 6.49: Comparação da carga de DQO dos efluentes externos recebidos (LAS, LFS e ESQ) e eficiência de remoção de DQO na ETE Canoas – CORSAN, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Principais características dos esgotos sanitários típicos.	23
Tabela 3.2: Caracterização Química de Lodos de Fossa Séptica (LFS).....	25
Tabela 3.3: Concentração de Metais em Lodos de Fossa Séptica (LFS).	26
Tabela 3.4: Comparação entre lodos sépticos e os esgotos sanitários típicos.	29
Tabela 3.5: Variação da composição de lixiviados de aterros sanitários (LAS) encontrada em aterros brasileiros.	31
Tabela 3.6: Valores Característicos dos Sistemas de Lodos Ativados.....	42
Tabela 3.7: Distribuição relativa aproximada da amônia, em função do pH.	49
Tabela 3.8: Impactos do lançamento de lixiviado de aterro sanitário (LAS) em ETE tratando esgoto sanitário.....	62
Tabela 4.1: Pontos de amostragem e métodos utilizados para o monitoramento do sistema de tratamento da ETE Canoas – CORSAN no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	66
Tabela 4.2: Pontos de amostragem e métodos utilizados para o controle do processo de lodos ativados da ETE Canoas – CORSAN no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.	69
Tabela 4.3: Distribuição das coletas para caracterização da mistura afluyente da ETE Canoas – CORSAN, coletadas entre janeiro e junho de 2010.....	71
Tabela 4.4: Pontos de amostragem e métodos utilizados para a caracterização da mistura afluyente da ETE Canoas – CORSAN, realizada entre janeiro e junho de 2010.	72
Tabela 4.5: Pontos de amostragem e métodos utilizados para o monitoramento dos efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.....	73
Tabela 5.1: Valores cobrados por m ³ para tratamento das diferentes águas residuárias externas, recebidas na ETE Canoas – CORSAN.	79
Tabela 5.2: Parâmetros de projeto utilizados no dimensionamento da ETE Canoas.	79
Tabela 5.3: Padrões de emissão da ETE Canoas – CORSAN.....	80
Tabela 6.1: Contribuição dos Efluentes Externos na Carga total de DQO da mistura afluyente (MA) a ETE Canoas – CORSAN no ano de 2008.....	82
Tabela 6.2: Remoção de SST, DQO, DBO ₅ , P _{total} e N-NH ₄ ⁺ obtidos na ETE Canoas – CORSAN em 2008.	85
Tabela 6.3: Variação mensal dos SST na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	86
Tabela 6.4: Variação mensal da DQO na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	93
Tabela 6.5: Variação mensal da DBO ₅ na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	99
Tabela 6.6: Variação mensal do P _{total} na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	102

Tabela 6.7: Variação mensal do N-NH ₄ ⁺ na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	109
Tabela 6.8: Anova – Fator Único: Relação A/M no mixed liquor da pseudozona anóxica em comparação com eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes.	125
Tabela 6.9: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P _{total} e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de fevereiro de 2010.	128
Tabela 6.10: Caracterização da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de fevereiro de 2010, para caracterização da mistura afluyente.	130
Tabela 6.11: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P _{total} e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de março de 2010.	133
Tabela 6.12: Caracterização do pH, da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de março de 2010, para caracterização da mistura afluyente.	134
Tabela 6.13: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P _{total} e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de abril de 2010.	137
Tabela 6.14: Caracterização do pH, da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de abril de 2010, para caracterização da mistura afluyente.	138
Tabela 6.15: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de janeiro de 2010.	141
Tabela 6.16: Caracterização da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de janeiro de 2010, para caracterização da mistura afluyente.	142
Tabela 6.17: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH e carga de P _{total} nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de maio de 2010.	145
Tabela 6.18: Caracterização do pH, da carga de DQO e sólidos nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de maio de 2010, para caracterização da mistura afluyente.	146

Tabela 6.19: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH e carga de Ptotal nas amostras da mistura afluenta (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de junho de 2010.	148
Tabela 6.20: Caracterização do pH, da carga de DQO, sólidos e o percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de junho de 2010, para caracterização da mistura afluenta.....	149
Tabela 6.21: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) da concentração de DQO das amostras de lixiviados de aterros sanitários (LAS) analisadas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	151
Tabela 6.22: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) da concentração de DQO das amostras de lodos de fossas sépticas (LFS) analisadas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	153
Tabela 6.23: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) dos resultados encontrados nas análises de SST, DBO5, DQO, Ptotal e N-NH4+, nas amostras de efluentes de sanitários químicos portáteis (ESQ) coletadas aleatoriamente em quatro caminhões tanque que descarregaram na ETE Canoas – CORSAN.....	154
Tabela 6.24: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) da concentração de DQO das amostras de efluentes de sanitários químicos portáteis (ESQ) analisadas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.	155
Tabela 6.25: Anova – Fator Único: comparação da variação da carga percentual de efluentes externos (LAS, LFS e ESQ) em relação à carga total da DQO, e a eficiência de remoção de DQO apresentada pelo sistema da ETE Canoas – CORSAN ao nível de significância de 5%, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.....	165

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS QUÍMICOS

A/M:	Relação alimento/microrganismos
AGV:	Ácidos Graxos Voláteis
CAG:	Carvão ativado granular
CAP:	Carvão ativado em pó
CEPT:	Chemical Enhanced Primary Treatment – tratamento primário quimicamente assistido
CH ₄ :	Gás Metano
CO ₂ :	Gás carbônico
CORSAN:	Companhia Riograndense de Saneamento
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅ ^{20°C} :	Ensaio padronizado de DBO, incubação a 20°C por 5 dias
DQO:	Demanda Química de Oxigênio
DS:	Decantador Secundário
ES:	Esgoto Sanitário
ESQ:	Efluente de Sanitários Químicos
ETE:	Estação de Tratamento de Efluentes
FEPAM:	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
IBGE:	Instituto Brasileiro de Geografia Física e Estatística
IVL:	Índice Volumétrico de Lodo
LAS:	Lixiviado de Aterro Sanitário
LFS:	Lodo de Fossa Séptica
LO:	Licença de operação
MA:	Mistura Afluente
MNO:	Matéria Nitrogenada Orgânica
N ₂ :	Gás nitrogênio
NH ₃ :	Amônia livre
NH ₄ ⁺ :	Amônio, amônia ionizada
NTK:	Nitrogênio Total Kejdhall
OAP:	Organismos Acumuladores de Fósforo
OD:	Oxigênio Dissolvido
OUR:	Oxygen Uptake Rates – taxa de oxigenação
PBH:	Polihidroxibutirato
pH:	Potencial hidrogeniônico
PNSB:	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
POA:	Processos Oxidativos Avançados
RAS:	Return Activated Sludge – retorno de lodo
RSB:	Reator Seqüencial em Batelada
RSU:	Resíduos Sólidos Urbanos
SDV:	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SNIS:	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
SSed:	Sólidos Sedimentáveis
SSF:	Sólidos Suspensos Fixos
SST:	Sólidos Suspensos Totais
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis
TA:	Tanque de Aeração

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica
USEPA: US Environmental Protection Agency – Agência Ambiental Americana
WAS: Waste Activated Sludge – lodo descartado
 θ_c : Índice de Retenção Celular, idade do lodo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS.....	20
2.1 OBJETIVO GERAL	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1 FONTES DE POLUIÇÃO	22
3.1.1 Esgotos Sanitários	22
3.1.2 Lodo de Fossas Sépticas (LFS)	24
3.1.3 Efluentes de Sanitários Químicos (ESQ).....	27
3.1.4 Lixiviados de Aterro Sanitário (LAS)	29
3.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO	32
3.2.1 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Métodos Físicos e Físico-químicos.....	32
3.2.2 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Processos Biológicos	33
3.2.2.1 Lodos Ativados.....	34
3.2.2.1.1 Fatores que Afetam a Composição da Microbiota dos Lodos Ativados	35
3.2.2.1.2 Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB)	43
3.2.2.1.3 Remoção Biológica de Matéria Carbonácea.....	46
3.2.2.1.4 Remoção Biológica de Nitrogênio.....	48
3.2.2.1.5 Remoção Biológica de Fósforo	51
3.3 TRATAMENTO COMBINADO	54
3.3.1 Tratamento Combinado de Esgoto Sanitário com Lodo de Fossas Sépticas (LFS).....	54
3.3.2 Tratamento Combinado de Esgoto Sanitário com Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS).....	58
4 METODOLOGIA	64
4.1 ETAPAS DO PROJETO.....	64
4.2 ESTUDO PRELIMINAR: HISTÓRICO DA ETE CANOAS – CORSAN EM 2008.....	65
4.3 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN.....	65
4.3.1 Eficiência de Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes no Tanque de Aeração.....	67
4.3.2 Eficiência Global de Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes.....	68
4.3.3 Composição Físico-química do Lodo Biológico	68
4.4 CONTROLE DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS DA ETE CANOAS – CORSAN.....	68
4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MISTURA AFLUENTE DA ETE CANOAS – CORSAN.....	70
4.6 MONITORAMENTO DOS EFLUENTES EXTERNOS RECEBIDOS NA ETE CANOAS – CORSAN	73
5 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN.....	75
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
6.1 ESTUDO PRELIMINAR: HISTÓRICO DA ETE CANOAS – CORSAN EM 2008.....	81
6.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN.....	85
6.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS DE CONTROLE DO PROCESSO DA ETE CANOAS – CORSAN.....	115

6.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MISTURA AFLUENTE DA ETE CANOAS – CORSAN.....	126
6.5 MONITORAMENTO DOS EFLUENTES EXTERNOS RECEBIDOS NA ETE CANOAS – CORSAN	150
7 ANÁLISE FINAL DOS RESULTADOS	167
7.1 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN.....	167
7.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MISTURA AFLUENTE DA ETE CANOAS – CORSAN.....	168
7.3 MONITORAMENTO DOS EFLUENTES EXTERNOS RECEBIDOS NA ETE CANOAS – CORSAN	169
8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	171
9 ARTIGOS PUBLICADOS.....	172
9.1 ARTIGOS PUBLICADOS EM ANAIS DE CONGRESSOS	172
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	179

1 INTRODUÇÃO

A infraestrutura de saneamento ambiental da maioria das cidades brasileiras não foi capaz de acompanhar as demandas exercidas, tanto pelo crescimento populacional como pela própria expansão do território urbano, sendo a poluição, um dos maiores problemas dos recursos hídricos brasileiros (COSTA, 2009). Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o Brasil coleta cerca 69% dos esgotos sanitários gerados diariamente no país, mas trata apenas 15% deste volume (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2007).

O lançamento diário de alguns milhões de m³ de ES sem tratamento adequado, diretamente nos corpos hídricos, tem causado alterações na fauna e flora aquática e inúmeros problemas à saúde pública. Quando há poluição dos corpos hídricos, as primeiras alterações observadas são a redução do teor de oxigênio dissolvido e a eutrofização das águas, devido às altas concentrações de nutrientes, o que acaba recaindo também sobre atividades econômicas e produtivas, pela restrição do uso dessas águas (SERVIOUR *et al.*, 2003). Para evitar a degradação ambiental das águas, é preciso que os ES sofram algum tipo de tratamento antes de serem lançados nos rios e lagos, a fim de reduzir o seu potencial poluidor (GIORDANO, 2004).

Estima-se que 38% da população urbana e 64% da população rural tenham seus esgotos tratados por fossas sépticas, o que representa cerca de 80 milhões de habitantes no Brasil (IBGE, 2007). Mesmo sendo construídas de forma empírica, com limitações construtivas e operacionais, as fossas sépticas apresentam boa eficiência nas remoções de DBO, DQO e SST, desde que operadas adequadamente (ANDREOLI & POMPEO, 2009).

O lodo de fossa séptica (LFS) possui características extremamente variadas, contendo significativas concentrações de nutrientes, matéria orgânica, gorduras, poluentes inorgânicos, organismos patogênicos, concentrações elevadas de bactérias e helmintos, causadores de doenças (HARTMANN *et al.*, 2009). Em geral, os LFS são removidos e transportados por empresas particulares, em caminhões “limpa-fossa” e, devido à ausência de orientações e de alternativas técnicas, são dispostos de forma inadequada, sem qualquer

critério técnico – no solo, em rios e até mesmo como adubo na agricultura. Em algumas cidades, o lodo é encaminhado para disposição em aterros sanitários, em outras, esse tratamento é feito de forma conjugada em estações de tratamento de efluentes (ETE) já existentes (ANDREOLI & POMPEO, 2009). O lançamento de LFS em ETE pode ser uma alternativa interessante, desde que se respeite uma série de critérios. É preciso que o lodo passe por algum tratamento preliminar específico antes de ter acesso a ETE, cujo projeto deve contemplar a possibilidade de tratamento de carga orgânica adicional (CAMPOS *et al.*, 2009).

Outro sistema que tem sido amplamente utilizado para recolher os dejetos em locais públicos, canteiros de obras e eventos são os sanitários químicos portáteis, devido à praticidade, uma vez que não necessitam instalação de redes de água, esgoto ou energia elétrica. Os efluentes gerados nestas cabines normalmente são transportados e dispostos em ETE's convencionais, apesar de apresentarem características diferenciadas dos esgotos sanitários. Contudo, não há registros de estudos sobre a influência deste tipo de efluente no desempenho dos sistemas de tratamento, o que se sabe é que apresentam concentrações de matéria orgânica muito mais elevadas que os ES, podendo representar cargas de choque para a microbiota da ETE. Acredita-se ainda que, devido à presença de bactericida, empregado na higienização das cabines, os efluentes de sanitários químicos (ESQ) possam produzir efeitos tóxicos, como a inibição das taxas de metabolismo e reprodução, nos sistemas biológicos.

O crescimento urbano, a industrialização e a conseqüente elevação no consumo, também têm contribuído para o aumento da geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Devido à complexidade associada ao tratamento e à disposição de RSU, diversas alternativas têm sido propostas e estudadas ao longo das últimas décadas, destacando-se os processos de reciclagem, compostagem e incineração. A utilização de aterros sanitários como forma definitiva de disposição de RSU tem sido cada vez mais utilizada por apresentar menor custo e minimizar os impactos ambientais, no entanto um dos principais problemas encontrados é a geração do lixiviado (MORAIS, 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2006). Num Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS), além dos compostos orgânicos e inorgânicos mais comuns, também podem estar presentes outras substâncias tóxicas, provenientes da decomposição dos resíduos, que podem provocar danos ambientais significativos caso atinjam o lençol freático, ou mesmo através de emissões de gases voláteis para a atmosfera (MORAIS, 2005; RODRIGUES, 2007).

A grande variabilidade de composição e concentração dos LAS, em conjunto com as altas relações DQO/DBO, elevados teores de amônia e a presença de metais pesados, tornam o uso de tratamentos biológicos bastante difícil, se aplicados de forma isolada. Atualmente, combinações de métodos biológicos, físicos e químicos têm sido usadas para o tratamento de LAS, a fim de alcançar os parâmetros de lançamento em corpos hídricos (KURNIAWAN *et al.*, 2006; KULIKOWSKA *et al.*, 2007; NECZAJ *et al.*, 2007).

O tratamento combinado de LAS com ES em ETE já existente vem sendo bastante aplicado, com o objetivo de minimizar os custos de implantação e de operação de aterros (FACCHIN *et al.*, 2000; NECZAJ *et al.*, 2008). Esta estratégia visa diminuir as dificuldades derivadas das variações de concentração e constituição dos LAS, e a dificuldade em se atingir parâmetros em conformidade com a Legislação (ÇEÇEN & AKTAS, 2001; RODRIGUES, 2007; NECZAJ *et al.*, 2008). No entanto, ainda não há um consenso sobre os impactos provocados pela mistura desses efluentes nos processos de degradação convencionalmente observados nas ETE's, nem sobre a proporção segura de diluição para esta combinação. Além disso, é preciso avaliar a viabilidade técnica e econômica da ETE em assimilar a carga orgânica adicional dos efluentes a serem tratados (ÇEÇEN & AKTAS, 2001; BORGHI *et al.*, 2003; VIANA *et al.*, 2008).

As ETE's podem empregar uma ou mais operações e processos unitários para satisfazer a qualidade do efluente ou a eficiência de remoção de poluentes requeridas pela legislação ambiental (JORDÃO & VOLSCHAN Jr, 2009). Destaca-se o sistema de lodos ativados, utilizado em nível mundial para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, caracterizadas por contaminação de origem orgânica e presença de nutrientes (ÇEÇEN & AKTAS, 2001). Os reatores seqüenciais em batelada (RSB) se apresentam como uma alternativa viável para os casos de indústrias e comunidades que produzem esgoto de forma descontínua, uma vez que apresentam operação cíclica e produzem uma diversidade de ambientes, o que facilita a sua utilização para diferentes objetivos operacionais: remoção de carbono, nitrificação, desnitrificação, remoção biológica de nutrientes. Esta flexibilidade de processos tem feito ainda com que os RSB sejam utilizados para o tratamento combinado de efluentes externos, juntamente com os ES (UYGUR & KARGI, 2004; KLIMIUK & KULIKOWSKA, 2006; NECZAJ *et al.*, 2008).

A presente pesquisa visou avaliar o sistema de Lodos Ativados da ETE Canoas – CORSAN, que opera em batelada e vem tratando, de forma conjugada, ES, LFS, ESQ e LAS, visando ocupar sua capacidade ociosa. Atualmente, esta é a única ETE da CORSAN

autorizada pela FEPAM para receber este tipo de efluentes externos, o que constitui uma importante fonte de arrecadação para a Companhia.

A microbiota dos lodos ativados é extremamente variável e sensível às alterações físico-químicas e ambientais, que ocorrem ao longo dos ciclos operacionais. Isso se reflete no desempenho do sistema. Por este motivo, entendeu-se como fundamental realizar o monitoramento da mistura afluyente e a quantificação das cargas orgânicas e nitrogenadas, que entram no sistema trazidas pelos efluentes externos. Buscou-se avaliar o impacto da entrada desses efluentes (LAS+LFS+ESQ) sobre as condições operacionais e sobre o desempenho da ETE, relacionando as cargas recebidas com a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes apresentados pelo sistema.

Atualmente, não há quantidade diária determinada para o recebimento de efluentes externos. O percentual de diluição nos ES é variável, assim como a carga orgânica afluyente. Acredita-se que, através de um maior controle sobre a entrada de efluentes externos, seja possível evitar a desestabilização do sistema, pela entrada de cargas de choque. Com este intuito, buscou-se identificar a carga máxima para o recebimento diário de cargas externas, a fim de garantir a qualidade dos efluentes lançados pela ETE Canoas – CORSAN no seu corpo receptor.

Ao longo deste trabalho, será apresentada uma revisão bibliográfica sobre ES, LFS, ESQ e LAS. Serão abordados, ainda alguns tipos de tratamentos físico-químicos e biológicos empregados para a remoção de matéria carbonácea e nutrientes em efluentes, destacando-se o sistema de Lodos Ativados e seu emprego no tratamento consorciado de ES e LAS. Na seção de Metodologia, será apresentado o programa experimental executado. No capítulo seguinte, será apresentada a descrição do sistema da ETE Canoas - CORSAN e os resultados dos estudos realizados.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência do tratamento consorciado de Esgoto Sanitário com Lixiviados de Aterro Sanitário, Lodos de Fossas Sépticas e Efluentes de Sanitários Químicos por lodos ativados em batelada, na ETE Canoas – CORSAN.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estudar a influência das cargas de choque afluentes, orgânicas e nitrogenadas, sobre o desempenho do sistema de lodos ativados; da microbiota e condições operacionais da ETE Canoas – CORSAN;

2. Verificar a ocorrência da adsorção de metais no lodo biológico, em função da entrada das cargas externas afluentes (LAS, LFS e ESQ);

3. Analisar a influência da entrada das cargas externas afluentes sobre a sedimentabilidade do lodo biológico.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A infraestrutura de saneamento ambiental da maioria das cidades brasileiras não foi capaz de acompanhar as demandas exercidas, tanto pelo crescimento populacional como pela própria expansão do território urbano, sendo a poluição, um dos maiores problemas dos recursos hídricos brasileiros. As bacias hidrográficas em condições mais críticas encontram-se nas regiões metropolitanas e tem no lançamento de esgotos sanitários o cerne do problema (COSTA, 2009).

Segundo Guimarães *et al.* (2007), o Saneamento básico constitui-se dos seguintes serviços:

- Abastecimento de água às populações, sendo a qualidade compatível com a proteção de sua saúde e em quantidade suficiente para a garantia de condições básicas de conforto.

- Coleta, tratamento e disposição ambientalmente adequada e sanitariamente segura de águas residuárias (esgotos sanitários, resíduos líquidos industriais e agrícolas).

- Acondicionamento, coleta, transporte e/ou destino final dos resíduos sólidos (incluindo os rejeitos provenientes das atividades domésticas, comerciais e de serviços, industriais e públicas).

- Coleta de águas pluviais, controle de empoçamentos e inundações.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada em 2000, revelou que 97,9% dos municípios brasileiros possuíam serviço de abastecimento de água; 78,6% tinham serviço de drenagem urbana e 99,4% possuíam coleta de lixo (IBGE, 2002). No entanto, segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apresentado pelo Ministério das Cidades, o Brasil coleta cerca 69% dos esgotos sanitários gerados diariamente no país, mas trata apenas 15% deste volume (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2007).

As águas residuárias urbanas e industriais apresentam uma elevada concentração de nutrientes. A contribuição destes efluentes pode ser fator determinante na degradação ambiental de rios e lagos, necessitando algum processo de tratamento antes de serem lançados nos corpos d'água. Considera-se poluição hídrica qualquer alteração da qualidade

de um corpo hídrico, capaz de ultrapassar os padrões estabelecidos para a classe, conforme o seu uso preponderante (GIORDANO, 2004).

Nesta seção, num primeiro momento, serão caracterizadas as fontes de poluição abordadas neste trabalho: esgotos sanitários, lodos de fossas sépticas (LFS), efluentes de sanitários químicos (ESQ) e lixiviados de aterros sanitários (LAS). Na segunda etapa serão apresentadas alternativas de tratamento para a remoção de matéria orgânica e nutrientes dos efluentes e; na etapa seguinte, será abordado o tratamento combinado destes efluentes em estações de tratamento de esgotos sanitários convencionais (ETE).

3.1 FONTES DE POLUIÇÃO

3.1.1 Esgotos Sanitários

Conforme Jordão & Volschan Jr (2009), os esgotos sanitários são gerados em decorrência do uso urbano das águas de abastecimento, agregando a elas matéria de diversificada composição física, química e biológica; que constituem uma importante fonte de poluição das águas.

Segundo Von Sperling (2005), as principais características físicas dos esgotos sanitários são: matéria sólida, temperatura, odor, cor, turbidez e variação de vazão. Os esgotos sanitários contêm aproximadamente 99% de água e 1% de sólidos. A temperatura é em geral pouco superior à das águas de abastecimento, sendo sua velocidade de decomposição proporcional ao aumento da temperatura. Os odores característicos dos esgotos sanitários são causados pelos gases derivados da decomposição da matéria orgânica, em virtude da presença do gás sulfídrico. A tonalidade acinzentada é típica de esgoto fresco, enquanto a cor preta é típica de esgoto velho.

Cerca de 70% dos sólidos encontrados no esgotos sanitários são de origem orgânica, pertencentes aos seguintes grupos: proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), óleos e gorduras (10%), uréia, surfactantes, fenóis, entre outros. O gás sulfídrico é proveniente do enxofre fornecido pelas proteínas. Os carboidratos são as principais substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com a produção de ácidos orgânicos. Os componentes inorgânicos do esgotos sanitários se dão pela presença de areia e substâncias minerais dissolvidas (JORDÃO & PESSOA, 2009).

A composição típica dos esgotos sanitários típicos é apresentada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Principais características dos esgotos sanitários típicos.

Constituinte	Concentração média dos esgotos sanitários típicos (mg/L)		
	Metcalf & Eddy (2003)	Jordão & Pessoa (2005)	Von Sperling (2005)
DQO	430	400	600
DBO ₅ ^{20°C}	190	200	300
OD	-	0	-
N _{Total}	40	40	45
N Orgânico	-	20	20
NH ₃	25	20	25
NO ₂ ⁻	-	0,05	0
NO ₃ ⁻	0	0,2	0
P Total	7	10	7
P Orgânico	-	4	2
P Inorgânico	-	6	5
ST	-	730	1.100
SST	210	230	350
SSV	160	175	320
SSF	-	55	80
SDT	-	500	700
SDV	-	200	300
SDF	-	300	400
SSed	-	10	15

A PNSB revelou que do total de 9.848 distritos brasileiros localizados na zona urbana, 5.751 não tinham rede coletora de esgotos sanitários (58%) e, dos 4.097 distritos com rede coletora, apenas 1.383 realizavam o tratamento (14% dos distritos). Isto significa que 42% do esgoto sanitário gerado nos distritos brasileiros localizados em zona urbana são lançados a céu aberto (Figura 3.1) e que 67% dos 14.570.079 m³ de esgotos sanitários coletados diariamente, não passam por nenhum tipo de tratamento (IBGE, 2002).



Figura 3.1: Esgoto a céu aberto.

Fonte: < <http://www.ecodebate.com.br> >.

Na Figura 3.2 são apresentados os sistemas de tratamento empregados nos distritos brasileiros localizados em zona urbana, segundo o IBGE:

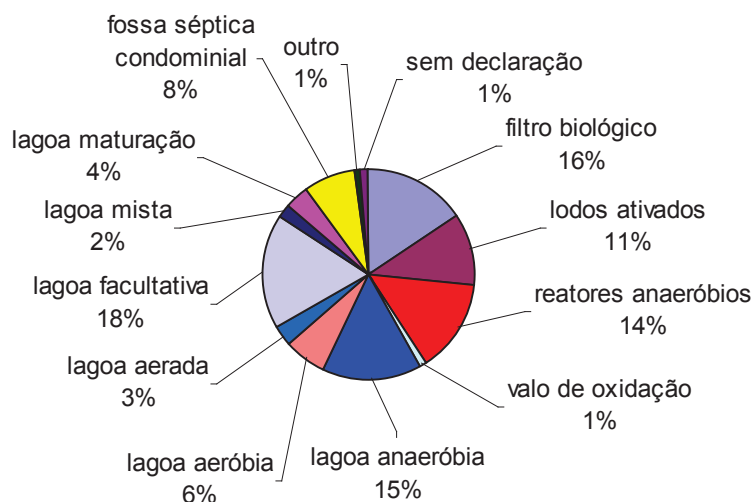


Figura 3.2: Tipos de tratamento de esgotos sanitários encontrados nos distritos brasileiros. Fonte: IBGE (2002).

As Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) podem empregar uma ou mais operações e processos unitários para satisfazer a qualidade do efluente ou a eficiência de remoção de poluentes requeridas pela legislação ambiental. As diferentes tecnologias de tratamento de esgotos podem ser classificadas segundo quatro diferentes graus de tratamento: preliminar, primário, secundário e terciário. Mais recentemente é possível sugerir o tratamento primário avançado como grau de enquadramento intermediário aos graus primário e secundário (JORDÃO & VOLSCHAN Jr, 2009).

3.1.2 Lodo de Fossas Sépticas (LFS)

Estima-se que 38% da população urbana e 64% da população rural tenham seus esgotos tratados por fossas ou tanques sépticos, o que representa cerca de 80 milhões de habitantes no Brasil (IBGE, 2007).

As fossas sépticas possuem uma tecnologia simples, compacta e de baixo custo. Sua eficiência normalmente situa-se entre 40% e 70% nas remoções de DBO_5 e DQO, e entre 50% e 80% na remoção dos SST. Mesmo sendo construídos de forma empírica, com limitações construtivas e operacionais, esses equipamentos prestam um importante serviço ambiental na redução do potencial poluidor dos esgotos gerados, sendo responsáveis por uma redução de carga orgânica da ordem de 1.300 ton DBO_5 /dia (ANDREOLI & POMPEO, 2009). Contudo, se no tempo adequado o lodo não for removido, o espaço

destinado à decantação será ocupado por sólidos e o reator não terá qualquer função eficaz no tratamento dos esgotos.

A composição do lodo de esgoto sanitário e das fossas sépticas é similar, no entanto, os LFS tendem a apresentar níveis mais elevados de nutrientes, matéria orgânica, gorduras, poluentes inorgânicos, metais pesados, organismos patogênicos, além de concentrações elevadas de bactérias e helmintos causadores de doenças, devendo ter disposição adequada (AENV, 2004). Segundo Metcalf & Eddy (2003), LFS podem ser de 6 a 80 vezes mais concentrados do que os lodos de esgotos sanitários. Nas Tabelas 3.2 e 3.3, encontram-se alguns valores de caracterização físico-química de LFS.

Tabela 3.2: Caracterização Química de Lodos de Fossa Séptica (LFS).

Referência	ST (mg/L)	STV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	DBO ₅ ^{20°C} (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	P _{total} (mg/L)	Óleos e Graxas (mg/L)
USEPA (1994)	34.106	23.100	12.862	9.027	6.480	31.900	588	97	210	5.600
Meneses <i>et al.</i> (2001)	1.2880	3.518	7.091	2.246	2.434	6.895	120	89	18	531
Cassini (2003)	9.550	6.172	6.896	5.019	2.808	10.383	-	116	45	1.588
AENV (2004)	34.100	23.100	12.900	9.000	6.500	31.900	590	97	210	5.600
Rocha & Sant'anna (2005)	1.631	-	492	-	2.829	7.912	-	768	112	971
CWRS (2006)	-	-	15.000	10.000	7.000	-	700	-	250	8.000
Leite <i>et al.</i> (2006)	9.267	4.868	-	-	1.863	9.419	-	-	-	588
Tachini <i>et al.</i> (2006)	49.593	29.685	37.731	-	11.424	23.835	-	-	-	-
Belli Filho <i>et al.</i> (2007)	7.186	3.413	2.064	1.087	1.890	6.199	-	58	90	327

Fonte: adaptado de INGUNZA *et al.* (2009).

Tabela 3.3: Concentração de Metais em Lodos de Fossa Séptica (LFS).

Referência	Metal (mg/kg)									
	Al	As	Ba	Hg	Cu	Pb	Cr	Fe	Ni	Zn
FAE/SANEPAR	-	11,59	407,39	7,91	431,41	42,84	88,60	-	19,51	1.666
UFRN	31,73	-	-	-	4,01	0,38	0,36	28,74	0,19	5,82
USP/EESC	-	-	-	-	0,82	0,42	0,20	40,71	0,19	1,32
USEPA (1994)	-	0,141	5,76	0,005	4,84	1,21	0,49	39,3	0,526	9,97
AENV (2004)	48	0,16	-	0,23	8,27	5,2	0,92	191	0,75	27,4
CWRS (2006)	-	4,00	-	0,15	140	35	14	-	15	290

Fonte: adaptado de INGUNZA *et al.* (2009).

Verifica-se uma grande dispersão nos resultados encontrados que, segundo Leite *et al.* (2006), é inerente a esse tipo de resíduo. Os LFS são provenientes de diferentes unidades físicas, tendo diferentes contribuintes (residências, restaurantes, hospitais, etc.), manutenção e operação. Segundo Gonçalves (2008), os LFS apresentam variações de composição que vão desde características de esgotos sanitários, até características típicas de lodos. Conforme Montagero *et al.* (2000) apud Leite *et al.* (2006), as concentrações de amônia e ovos de helmintos nos LFS podem ser até dez vezes maiores do que das águas residuárias. A adição de efluentes industriais pode conferir aos LFS metais tóxicos e outros componentes distintos dos esgotos sanitários (METCALF & EDDY, 2003).

A operação de retirada e disposição final de LFS é realizada geralmente por empresas privadas, chamadas “limpa-fossas” e normalmente é acompanhada da limpeza da caixa de gordura, para solucionar problemas de odor, entupimento ou extravasamento (HARTMANN *et al.*, 2009).

Devido à ausência de orientações e de alternativas técnicas e gerenciais confiáveis, tanto por parte da iniciativa privada, quanto do setor público, a gestão do lodo proveniente das fossas sépticas é em geral realizada de forma inadequada, o que implica diretamente na contaminação do solo e dos recursos hídricos. Em algumas regiões, este lodo é lançado em ETE's, mas na maioria dos municípios, o lodo produzido, é disposto sem qualquer critério técnico – no solo, em rios e até mesmo como adubo na agricultura – colocando em risco a saúde da população e a qualidade ambiental (ANDREOLI & POMPEO, 2009).

É importante destacar que o lançamento do LFS em ETE pode ser uma alternativa adequada, desde que seu projeto contemple a possibilidade de tratamento da carga orgânica adicional e que seja prevista uma estrutura específica para o recebimento do lodo

(GONÇALVES, 2008; JORDÃO & PESSOA, 2009). É necessário ainda levar em consideração, além das elevadas concentrações de matéria orgânica, a presença grandes teores de nitrogênio e sólidos inorgânicos que lhe são característicos, e que não são típicos de lodo de ETE nem de ES (INGUNZA *et al.*, 2009).

Um outro ponto importante a ser considerado é a característica de má sedimentabilidade do lodo séptico (EPA, 1980 apud LUPATINI *et al.*, 2009). Ao serem utilizados sistemas de tratamento que dependem da capacidade de sedimentação do lodo para seu funcionamento, é de extrema importância que sejam feitos ensaios, para verificar a capacidade de sedimentação do LFS ou da mistura de LFS e esgotos sanitários. A concentração elevada de óleos e graxas (150 mg/L a 3.000 mg/L) é fator de extrema importância, que pode afetar negativamente a capacidade de sedimentação (LEITE *et al.*, 2006; BORGES, 2009). Estes resíduos apresentam ainda elevados teores de areia, o que causa o rápido assoreamento das unidades primárias, principalmente devido ao uso de sistema de tratamento preliminar inadequado (BORGES, 2009).

3.1.3 Efluentes de Sanitários Químicos (ESQ)

Os sanitários químicos portáteis têm sido amplamente utilizados para recolher os dejetos em locais públicos, canteiros de obras e eventos, devido à grande praticidade, uma vez que não necessitam instalações de redes de água, esgoto ou energia elétrica. Conforme estudo realizado nos Estados Unidos pela Associação dos Fabricantes de Sanitários Portáteis, já existem mais de 1.000.000 de sanitários químicos portáteis no mundo. As cabines são produzidas em polipropileno, polietileno de alta densidade ou fibra e têm a vida útil aproximada de 10 anos, mesmo estando expostos ao vandalismo (SANIRIO, 2009).

A Figura 3.3 apresenta detalhes de uma cabine de sanitário químico portátil e do caminhão, que succiona os dejetos.

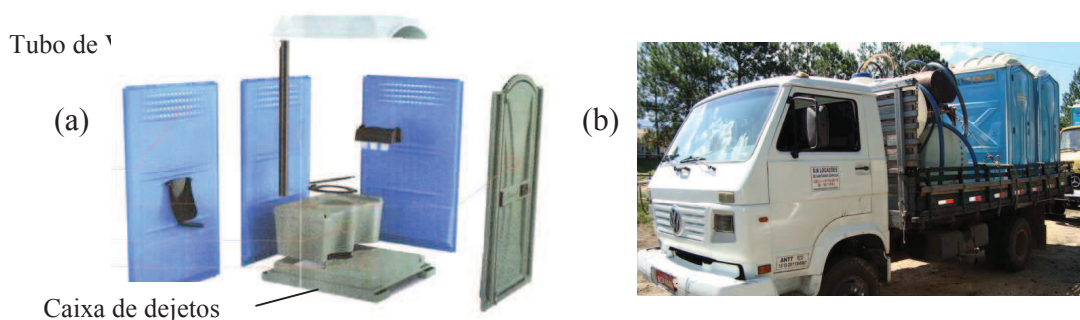


Figura 3.3: Detalhes de um sanitário químico portátil. (a) Interior de uma cabine de sanitário químico portátil. (b) Caminhão com bomba de sucção mecânica, que aspira os dejetos e transporta os efluentes até o destino final.

Fonte: SANIRIO (2009).

O tubo de ventilação permite a troca de gases entre a caixa de dejetos e o meio externo. Antes de ser usada, a caixa de dejetos recebe 20 litros de uma solução aquosa com 5% de bactericida, para a desinfecção e desodorização da cabine, evitando a proliferação de bactérias na mistura de dejetos, tais como *Staphylococcus aureus* e *Salmonella choleraes-suis*. Quando a descarga é acionada, uma bomba de vácuo suga a solução aquosa de dentro da caixa de dejetos, e ao mesmo tempo, empurra os dejetos para dentro da caixa, que tem capacidade para até 220 litros. A limpeza dos sanitários químicos portáteis é feita através de um caminhão, com bomba de sucção mecânica, que aspira os dejetos armazenados na caixa e, transporta-os até o destino final (SANIRIO, 2009).

Os efluentes gerados nestas cabines normalmente são dispostos em ETE's convencionais, apesar de apresentarem características diferenciadas dos esgotos sanitários. Segundo EPD (2008), os efluentes gerados nos sanitários químicos (ESQ) são 2 ½ a 20 vezes mais tóxicos do que os lodos de fossas sépticas, apresentando concentrações muito mais elevadas de matéria orgânica, nutrientes e patogênicos. Leite *et al.* (2006) classificam os ESQ como lodos de baixa estabilidade. Na Tabela 3.4 são apresentadas comparações entre os lodos sépticos: ESQ e LFS, e os esgotos sanitários típicos.

Tabela 3.4: Comparação entre lodos sépticos e os esgotos sanitários típicos.

Autor	AENV (2004)			Leite <i>et al.</i> (2006)		
	ESQ	LFS	ES	ESQ	LFS	ES
Tipo de efluente						
DQO (mg/L O ₂)	110.000	31.900	500	20.000 – 50.000	6.000 – 15.000	500 – 2.500
DQO/DBO	-	5:1	2:1	5:1 – 10:1	5:1	2:1
SST (mg/L)	-	12.900	220	> 30.000	5.000 – 15.000	200 – 700
ST (mg/L)	78.140	34.100	720	< 3,5%	0,5 – 3 %	< 1 %
STV (mg/L)	60.582	23.100	365	> 60% ST	< 60% ST	> 75% ST
NTK (mg/L)	8.070	590	40	-	-	-
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	3.920	97	25	2.000 – 5.000	< 1.000	30 – 70
P _{Total} (mg/L)	3.730	210	31	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	14.990	970	100	-	-	-

Nota: ES – esgotos sanitários típicos. Fonte: adaptado de LEITE *et al.* (2006)

Para cada m³ de ESQ, 50 L são agentes bactericidas e desinfetantes aplicados para a higienização e controle do odor das cabines. Estes produtos normalmente são ditos biodegradáveis, no entanto, a maioria tem como base compostos de amônia quaternária, formaldeídos ou paraformaldeídos que, nos sistemas biológicos, provocam a inibição das taxas de metabolismo e reprodução das bactérias durante o tratamento dos efluentes. Além disso, compostos de formaldeídos possuem baixa biodegradabilidade e ação carcinogênica, constituindo risco não só ao meio ambiente, como a saúde humana (AENV, 2004).

3.1.4 Lixiviados de Aterro Sanitário (LAS)

O aumento na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) está intimamente relacionado aos hábitos e costumes atuais da sociedade. No Brasil, estima-se que cerca de 174 mil toneladas de resíduos sólidos municipais sejam gerados por dia, sendo que a média de geração de resíduos sólidos por habitante varia entre 800 e 1.200 g hab/dia (IBGE, 2002).

Devido à complexidade associada ao tratamento e à disposição de RSU, diversas alternativas têm sido propostas e estudadas ao longo das últimas décadas, destacando-se os processos de reciclagem, compostagem e incineração. Dados da PNSB revelam que, do resíduo total coletado diariamente no Brasil, 63% são dispostos a céu aberto, 13% são encaminhados a aterros controlados, 13,7% são dispostos em aterros sanitários e 1% passam por algum tipo de tratamento, como compostagem, reciclagem ou incineração (IBGE, 2002). A utilização de aterros sanitários como forma definitiva de disposição de RSU tem sido amplamente aceita e cada vez mais utilizada por apresentar menor custo e minimizar os impactos ambientais (MORAIS, 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2006).

Segundo Bidone & Povinelli (1999), quando a disposição final dos RSU é feita de maneira adequada, obedecendo aos critérios de engenharia e normas operacionais, proporcionam um confinamento seguro. Um dos principais problemas relacionados à disposição final de RSU no solo é a contaminação das águas superficiais, do lençol freático, do solo e do ar, com emissões de gases voláteis como o CO₂, CH₄, NH₃ e N₂O. Os lixiviados de aterro sanitário (LAS) constituem uma mistura complexa de água e contaminantes orgânicos e inorgânicos, gerada pela decomposição da matéria orgânica confinada, combinada com a água da chuva, que percola para o interior do aterro (KURNIAWAN *et al.*, 2006; GANIGUÉ *et al.*, 2007; KULIKOWSKA *et al.*, 2007; RODRIGUES, 2007). Um controle rigoroso do aterro sanitário pode reduzir a concentração e a quantidade dos LAS gerados, mas não pode eliminá-los.

As características dos LAS podem variar em composição, concentração e quantidade, em função da idade e natureza dos resíduos dispostos, incluindo sua composição, densidade, seqüência de disposição, profundidade, umidade, temperatura, tempo, pré-tratamento e até mesmo das variáveis hidrometeorológicas da área de influência do aterro (KURNIAWAN *et al.*, 2006; NECZAJ *et al.*, 2007; PENG *et al.*, 2008). Geralmente os LAS possuem inúmeras formas químicas dissolvidas ou suspensas e altas concentrações de DQO, carbono orgânico, amônia, cloretos, ferro, manganês e fenóis, podendo apresentar ainda outros compostos, como pesticidas, solventes e metais pesados (KURNIAWAN *et al.*, 2006; NECZAJ *et al.*, 2008). Na Tabela 3.5, encontram-se as variações máximas na composição de LAS, encontradas em aterros brasileiros.

Tabela 3.5: Variação da composição de lixiviados de aterros sanitários (LAS) encontrada em aterros brasileiros.

Variável	Variação encontrada em aterros brasileiros
pH	5,7 – 8,6
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	750 – 11.400
Condutividade (µS/cm)	2.950 – 17.660
DBO ₅ ^{20°C} (mg/L O ₂)	< 20 – 30.000
DQO (mg/L O ₂)	190 – 80.000
N-NH ₄ ⁺ (mg/L N)	0,4 – 3.000
N orgânico	5 – 1.200
N-NO ₂ ⁻ (mg/L N)	0 – 50
N-NO ₃ ⁻ (mg/L N)	0 – 11
P total (mg/L P)	0,1 – 40
S ⁻² (mg/L)	0 – 35
SO ₄ ⁻² (mg/L)	0 – 5.400
Cl ⁻ (mg/L)	500 – 5.200
ST (mg/L)	3.200 – 21.900
STF (mg/L)	630 – 20.000
STV (mg/L)	2.100 – 14.500
SST (mg/L)	5 – 2.800
SSV (mg/L)	5 – 530
Fe (mg/L)	0,01 – 260
Mn (mg/L)	0,04 – 2,6
Cu (mg/L)	0,005 – 0,6
Ni (mg/L)	0,03 – 1,1
Cr (mg/L)	0,003 – 0,8
Cd (mg/L)	0 – 0,26
Pb (mg/L)	0,01 – 2,8
Zn (mg/L)	0,01 – 8,0

Fonte: SOUTO & POVINELLI (2007) apud LANGE & AMARAL (2009)

Muitas opções têm sido aplicadas para o tratamento dos LAS, apresentando diferentes graus de eficiência. No entanto, a grande variabilidade de composição e concentração, em conjunto com as altas relações DQO/DBO, elevados teores de amônia e a presença de metais pesados, torna o uso de tratamentos biológicos bastante difícil, se aplicados de forma isolada. Atualmente, combinações de métodos biológicos, físicos, químicos e processos oxidativos avançados, bem como o uso de sistemas naturais como banhados construídos ou ainda a recirculação do lixiviado no aterro, têm sido usadas para

o tratamento de LAS, a fim de alcançar os parâmetros de lançamento em corpos hídricos (KURNIAWAN *et al.*, 2006; KULIKOWSKA *et al.*, 2007; NECZAJ *et al.*, 2007).

Dentre os tratamentos biológicos, os Reatores Seqüenciais em Batelada (RSB) têm sido extensivamente aplicados para o tratamento de resíduos perigosos, inclusive LAS, tanto de forma isolada quanto combinada com outros processos, devido à grande flexibilidade de operação (KENNEDY & LENTZ, 2000; KLIMIUK & KULIKOWSKA, 2006).

3.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO

3.2.1 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Métodos Físicos e Físico-químicos

Os tratamentos físico-químicos têm o objetivo de promover a coagulação química e a floculação, acelerando a sedimentação. Envolvem principalmente a remoção de sólidos e espumas proporcionando uma clarificação dos resíduos. São empregados, em geral, como um pré-tratamento que objetiva facilitar um tratamento subsequente (JORDÃO & PESSOA, 2009).

Segundo Jordão & Pessoa (2009) o tratamento primário quimicamente assistido (CEPT) vem demonstrando aplicabilidade no tratamento de esgotos sanitários por promover elevadas eficiências de remoção de sólidos e de DBO₅ (cerca de 70% a 85% para SST e 45% a 55% para DBO₅), muito superiores às obtidas na sedimentação convencional, além de aceitar elevadas taxas de vazão superficial, resultando em sensíveis economias nas dimensões e no número de decantadores primários. Além disso, ainda possibilita a obtenção uma maior eficiência na remoção de fósforo.

Entre os tratamentos físico-químicos pode-se citar:

- Coagulação/Floculação/Sedimentação;
- Processos Oxidativos Avançados (POA);
- Membranas Filtrantes;
- Adsorção;
- Evaporação;
- Arraste com ar (air stripping).

A principal desvantagem destes tipos de tratamento está representada pelo seu caráter não destrutivo. Isto é, as substâncias potencialmente poluentes não são degradadas,

mas apenas transferidas para outras fases. Mesmo quando o processo empregado proporciona uma redução de volume, a disposição destas novas fases continua sendo um problema que envolve custos e geração de impacto ambiental (MORAES, 2005).

3.2.2 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Processos Biológicos

A manutenção da vida e reprodução das bactérias depende da ocorrência contínua de um conjunto de reações químicas, que geram produtos, os quais irão constituir a estrutura celular e fornecer a energia necessária para síntese (MARZZOCO & TORRES, 1999). A velocidade com que os microrganismos degradam a matéria orgânica contida nas águas residuárias, sua interação com o meio e a comunidade biológica, envolvida no processo de estabilização, liga-se diretamente ao melhor conhecimento do desempenho das unidades de tratamento (MORAIS, 2005).

Segundo Metcalf & Eddy (2003) os processos biológicos podem ser classificados como: anaeróbios, aeróbios, anóxicos e facultativos. Como exemplos, podem ser citados:

- Wetlands (Banhados Construídos);
- Filtros Biológicos (Biomassa Aderida);
- Reatores Anaeróbios;
- Lagoas de Estabilização;
- Lodos ativados.

Os objetivos do tratamento biológico de águas residuárias são: a remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis, a estabilização da matéria orgânica e, em muitos casos, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

As bactérias podem ser classificadas em relação à fonte de carbono, em heterotróficas e autotróficas. As heterotróficas usam a matéria orgânica como fonte de carbono para síntese de novas células. As autotróficas utilizam gás carbônico como fonte de carbono. Em relação à fonte de energia, as bactérias são classificadas em fototróficas, quando utilizam energia solar, e em quimiotróficas, quando utilizam energia liberada de reação química. Nos processos de tratamento de esgoto, as bactérias quimioautotróficas e as quimioheterotróficas são os microrganismos de maior importância na remoção de nutrientes e matéria orgânica. As autotróficas necessitam de mais energia do que as heterotróficas para síntese, resultando numa taxa de crescimento menor (METCALF & EDDY, 2003).

A oxidação biológica é a conversão, pela ação bacteriana, de componentes orgânicos a formas inorgânicas. Na oxidação aeróbia, as bactérias utilizam o oxigênio molecular como aceptor final de elétrons, enquanto que, na oxidação anaeróbia, este papel é exercido por componentes como gás carbônico, nitratos e sulfatos (MENDONÇA, 2002). Há ainda as bactérias facultativas, que se desenvolvem tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio livre. Sob ambiente anaeróbio, sulfato e gás carbônico são utilizados como aceptores finais de elétrons e os produtos finais da oxidação da matéria orgânica são gás metano, gás carbônico e água. Porém, sob ambiente anóxico, as bactérias desnitrificantes usam o nitrato como fonte de alimento, havendo formação de nitrogênio gasoso, gás carbônico e água (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Em cada processo há diferenças quanto ao crescimento biológico, suspenso ou aderido; quanto ao fluxo, contínuo ou intermitente; e quanto às características hidráulicas, mistura completa, fluxo de pistão ou fluxo arbitrário.

3.2.2.1 Lodos Ativados

O sistema de lodos ativados é utilizado em nível mundial para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, caracterizadas por contaminação de carga orgânica e produtos nitrogenados; e quando é necessária uma elevada qualidade do efluente e a disponibilidade de área é limitada, representando um sistema de tratamento com alta taxa de eficiência na remoção de DBO/DQO (JORDÃO & VOLSCHAN Jr, 2009). Entretanto, esse sistema inclui um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando em operação mais sofisticada, alto consumo de energia elétrica para aeração e maior produção de lodo (VON SPERLING, 2005).

O processo de lodos ativados pode ser enquadrado como tratamento aeróbio, de crescimento em suspensão na massa líquida e com retenção de biomassa. A introdução de oxigênio pode ser feita através de diferentes formas nos tanques de aeração, como por meio de aeradores superficiais, sistemas com difusores e até mesmo oxigênio puro. Os sólidos biológicos crescem na forma de flocos e são mantidos em suspensão pelo equipamento de aeração, não havendo meio suporte de biomassa (VON SPERLING, 2005).

O princípio geral deste sistema consiste em acelerar o processo de oxidação e decomposição natural da matéria orgânica que acontece nos corpos hídricos receptores. A matéria orgânica biodegradável, presente nas águas residuárias, é utilizada pelos

microrganismos para as suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia. Os flocos biológicos são formados por consórcios de microrganismos que configuram comunidades dinâmicas, cada uma das quais com uma finalidade no processo de lodos ativados (MENDONÇA, 2002). Ocorre o consumo de oxigênio e o aumento do material celular, ou seja, aumento da população de microrganismos (METCALF & EDDY, 2003).

Para a ocorrência de flocos densos é necessário que as principais condições ambientais dentro dos reatores estejam controladas. O ajuste operacional do processo consiste essencialmente em procurar encontrar as condições ambientais que levem à melhor floculação possível, reduzindo-se a perda de sólidos com o efluente final e obtendo-se maior eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável. A retenção de biomassa é feita através de recirculação do lodo sedimentado no fundo do decantador secundário, aumentando a concentração de biomassa no reator, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema (JORDÃO & PESSOA, 2009).

3.2.2.1.1 Fatores que Afetam a Composição da Microbiota dos Lodos Ativados

Na microbiota do sistema de lodos ativados, são encontrados diversos tipos de bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. As bactérias formadoras de floco formam uma comunidade e não crescem de forma sincronizada; enquanto uma parte delas se encontra na fase exponencial de crescimento, portanto de renovação celular, outra parte acha-se na fase estacionária e uma terceira, ainda, na fase de declínio. Esse fenômeno tem grande importância, pois são nestas condições que ocorre a formação de flocos (JORDÃO *et al.*, 1997).

Os flocos dos lodos ativados são formados por dois níveis de estrutura: a micro e a macroestrutura (ALEM SOBRINHO, 1981). A microestrutura é formada pelos processos de adesão microbiana e biofloculação, enquanto a macroestrutura é formada pelos organismos filamentosos, os quais formam uma espécie de rede dentro dos flocos, sobre a qual as bactérias se aderem. Na Figura 3.4. é apresentado um floco de lodo ativado bem formado.

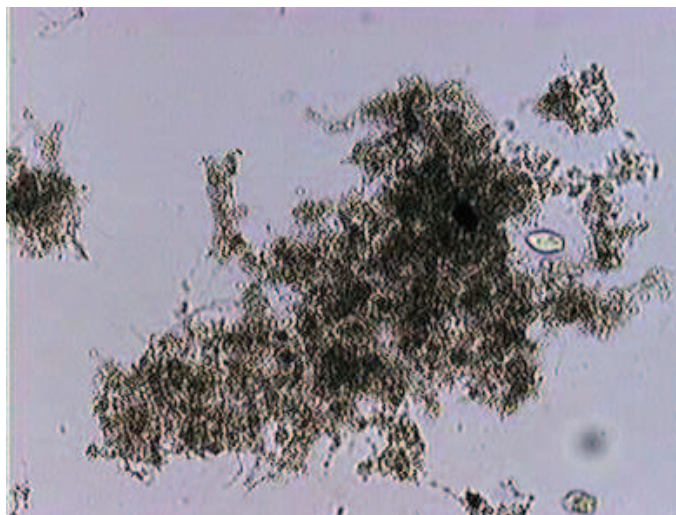


Figura 3.4: Floco de lodo ativado bem formado.
Fonte: JEKINS *et al.* (2004).

A densidade, diversidade e especificidade da microbiota são características da idade do lodo, da saprobicidade do meio e das demais condições do sistema (MORAES, 2005). Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo, os componentes da microbiota reagem individualmente e alternam-se no sistema em resposta às mudanças nas condições físico-químicas e ambientais. Isto permite utilizá-las como indicadores do conjunto de parâmetros do sistema de lodos ativados, e verificar as tendências do processo: a eficiência da remoção de DBO₅; a eficiência da remoção de SST; as condições de sedimentação do lodo; o nível de aeração empregado; a presença de compostos tóxicos, tais como metais pesados e amônia; a ocorrência de sobrecargas orgânicas e a ocorrência de nitrificação (JORDÃO *et al.*, 1997; BENTO *et al.*, 2005).

No tanque de aeração, as bactérias aeróbias e facultativas oxidam a matéria orgânica à compostos de baixa energia, como nitratos, sulfatos e gás carbônico, e sintetizam o material orgânico remanescente em novas células (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Os ciliados promovem a clarificação do efluente por meio do consumo das bactérias e, desta forma, devem ser mantidos em máxima taxa de reprodução, promovendo ampla taxa de renovação celular (VAZOLLER, 1989 apud RODRIGUES, 2007). Curds (1982) apud Jekins *et al.* (2004) observou que o número de ciliados fixos aumentava devido ao aumento das concentrações de nitritos e nitratos, concluindo que os ciliados são responsáveis, em parte, pela ação da nitrificação. Para Jekins *et al.* (2004), uma predominância de ciliados fixos e os ciliados livres indicam boas condições de depuração

do sistema, operação estável e formação de flocos com boas características de sedimentabilidade. Isto pode ser explicado pelo fato destes microrganismos liberarem polissacarídeos e mucoproteínas, que contribuem para a formação do floco no tanque de aeração, favorecendo, conseqüentemente, a sedimentação do lodo.

Segundo Rodrigues (2007), a função principal dos rotíferos é a estabilização de matéria orgânica no efluente, incluindo a decomposição desta; além de fornecer a penetração de oxigênio e a reciclagem de nutrientes minerais. Segundo Jekins *et al.* (2004), os rotíferos são sensíveis à amônia livre, sendo, por este motivo, associados a uma nitrificação completa. Aparecem principalmente quando o lodo está com idade avançada ou em lodos com baixa carga orgânica, submetidos à alta taxa de oxigenação.

Os flagelados são característicos de lodo jovem, enquanto os nematóides, são encontrados em baixa carga e idade de lodo alta, alimentando-se de flocos (JEKINS *et al.*, 2004). Para Pinto (1998), as amebas têm uma tendência de estarem ligadas a uma nitrificação incompleta, também associadas à amônia livre. O anelídeo *Aeolosoma spp.* aparece normalmente em sistemas de nitrificação devido a resistência à toxicidade da amônia, indicando idade de lodo e oxigênio dissolvido altos. Já a presença do anelídeo *Bartierchen sp.* indica baixa carga orgânica e condições de boa oxigenação (JEKINS *et al.*, 2004).

Segundo Vazzoler (1989) apud Rodrigues (2007), os fungos não são comuns ao sistema de lodos ativados, no entanto, podem predominar quando se tratam águas residuárias de origem industrial, quando houverem acentuadas quedas de pH no meio, ou limitação de fontes nitrogenadas.

A Figura 3.5 apresenta de forma esquemática os microrganismos mais comuns e sua relação em quantidade nos sistemas de lodos ativados.

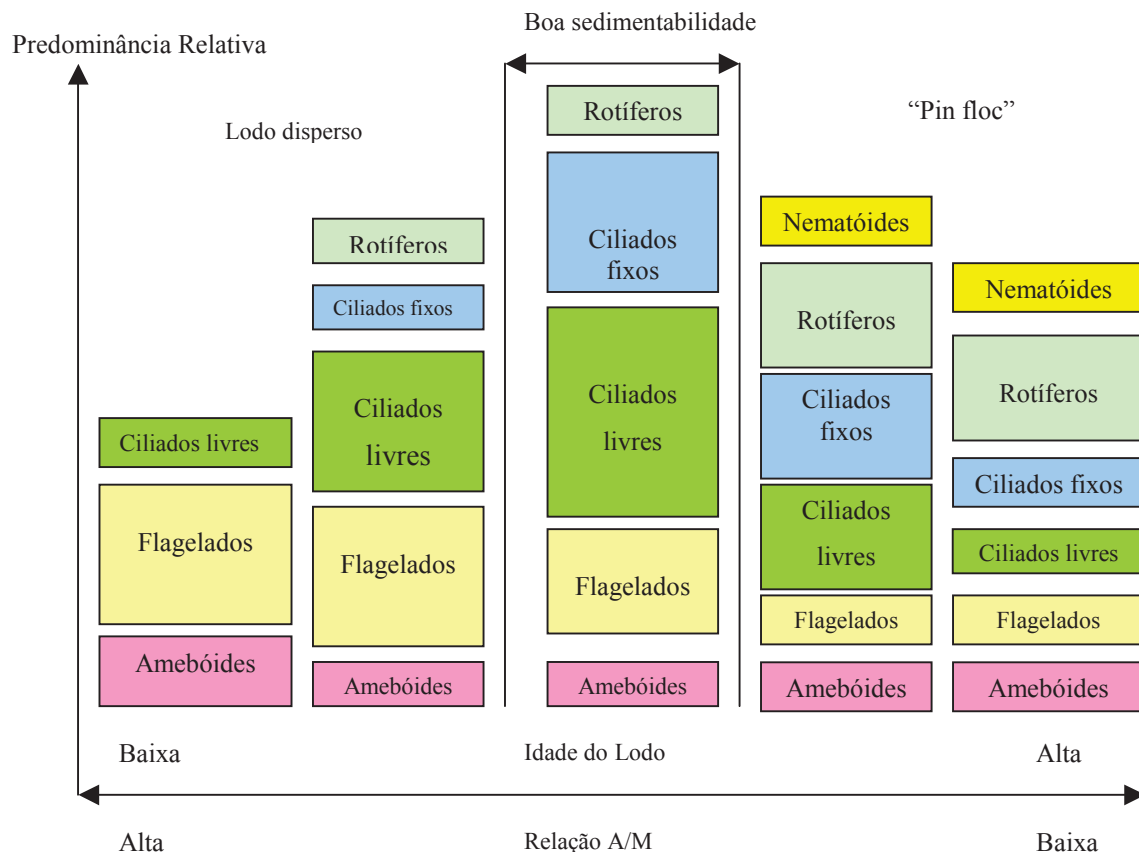


Figura 3.5: Predominância relativa de microrganismos versus relação A/M e idade do lodo. Fonte: BOYAJIAN *et al.* (1987) apud RODRIGUES (2007).

Segundo Von Sperling (2005), para propiciar condições adequadas à microbiota envolvida no tratamento, devem ser observados:

- Fatores ambientais: pH, temperatura, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos, disponibilidade de sólidos suspensos.
- Parâmetros de projeto: relação A/M (alimento/microrganismo), índice volumétrico de lodo (IVL), tempo de retenção celular (θ_c), tempo de detenção hidráulica (TDH).
- Configuração do sistema: batelada, contínuo, mistura completa.
- Acompanhamento da floculação e da presença/ausência de alguns microrganismos considerados indicadores de depuração biológica.

a) Fatores Ambientais

O pH é um dos fatores ambientais mais importantes em sistemas de lodos ativados, sendo que a maioria dos microrganismos heterotróficos apresenta atividade máxima com

pH próximo ao neutro, entre 7,2 e 7,4 (LEHNINGER *et al.*, 1993). Segundo Metcalf & Eddy (2003), as bactérias sobrevivem em ambientes com pH acima de 4,0 e abaixo de 9,5; contudo, é recomendado pH superior a 6,5 para evitar o desenvolvimento de fungos; e inferior a 9,0 para evitar um retardamento na taxa de metabolismo bacteriano. Fora da faixa neutra, o número de grupos de microrganismos que se desenvolvem é menor, dando maior oportunidade para desequilíbrios e predominância de microrganismos maus formadores de flocos. Dawson & Murphy (1972) apud Metcalf & Eddy (2003) verificaram uma redução na taxa de desnitrificação quando o pH caiu de 7,0 para 6,0 em testes de aclimatação.

A alcalinidade, que está ligada ao pH, constitui uma fonte de carbono para a fotossíntese de flagelados, contudo, o CO₂ é tóxico em altas concentrações, podendo limitar a distribuição de ciliados. Muitos protozoários sobrevivem em pH acima de 8,0 (RODRIGUES, 2007).

A temperatura afeta o crescimento bacteriano e, conseqüentemente, a quantidade de substrato absorvido, modificando a eficiência do sistema biológico. Entre os microrganismos presentes nos lodos ativados, os tipos mais comumente encontrados são os mesófilos, cuja temperatura ótima de crescimento está entre 25°C e 40°C (TORTORA *et al.*, 2008). Curds (1982) apud Jekins *et al.*, (2004) verificou que a atividade da microbiota foi afetada quando a temperatura foi menor que 9°C e maior que 19,5°C. Conforme Marzzoco & Torres (1999), várias enzimas dobram sua atividade enzimática a cada aumento de 10°C na temperatura do meio, entretanto, um estudo realizado por Costa *et al.*, (2003), constatou que a maior eficiência de remoção de matéria orgânica, correlacionada a boas características de floco, ocorreu quando a temperatura foi mantida entre 25°C e 35°C.

A aeração no sistema de lodos ativados é aplicada para fornecimento de oxigênio e geração de turbulência suficiente para manter os sólidos em suspensão no tanque de aeração (VAN HAANDEL & GERRIT, 1999). A aeração produz a oxidação rápida da matéria orgânica através de uma intensa proliferação de bactérias aeróbias, que entram em fase endógena, por superpopulação. Uma aeração deficiente poderá manter um excesso de matérias nutritivas, impedindo a floculação, enquanto a aeração excessiva intensifica a floculação, porém, dá origem a flocos de baixa capacidade depuradora, em virtude de um metabolismo muito reduzido das bactérias que os formam (METCALF & EDDY, 2003). A concentração de oxigênio dissolvido determina a presença, ou ausência, das espécies de protozoários e metazoários encontrados no lodo ativado, sendo recomendados níveis entre

1,5 mg/L e 2mg/L (CURDS, 1982 apud JEKINS *et al.*, 2004). Concentrações abaixo de 0,5 mg/L causam a inibição da nitrificação, sendo mais prejudicial para as bactérias do gênero *Nitrobacter* do que para as *Nitrossomonas*, e provocam o aumento da concentração de nitritos nos efluentes, devido a nitrificação incompleta. Valores entre 2 mg/L e 4 mg/L podem aumentar as taxas de nitrificação, mas representam um aumento considerável nos custos de aeração. Muitos protozoários podem sobreviver sem oxigênio por um período limitado, mas com comprometimento da sua atividade e metabolismo (METCALF & EDDY, 2003).

Os microrganismos presentes no sistema de lodos ativados, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica também possuem necessidades nutricionais, controladas pela relação ideal DBO:N:P. O carbono, representado pela DBO, é o principal elemento requisitado para a formação dos seres vivos, o nitrogênio é essencial para a formação dos aminoácidos que constituirão as proteínas, e o fósforo é necessário para a síntese dos ácidos nucléicos, para os fosfolipídeos componentes da membrana celular (TORTORA *et al.*, 2008). Valores usualmente citados na literatura são de uma relação DBO:N:P de 100:5:1 (METCALF & EDDY, 2003; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; VON SPERLING, 2005).

A composição do substrato, assim como a deficiência de nutrientes no meio, proporcionam a predominância de certos grupos de microrganismos sobre outros (CURDS, 1982 apud JEKINS *et al.*, 2004; KLIMIUK & KULIKOSKA, 2006). A disponibilidade do alimento relaciona-se não apenas com a concentração do substrato, mas também com sua biodegradabilidade frente aos organismos empregados no tratamento biológico, sendo sua representação realizada pelos parâmetros associados com matéria orgânica: DQO, DBO e COT (MORAES, 2005).

Metais pesados, alumínio, amônia, arsênio, cálcio, ferro, pesticidas e detergentes podem ser tóxicos ou inibitórios para a comunidade do lodo ativado, dependendo de sua concentração, e afetam os protozoários e os metazoários (CURDS, 1982 apud JEKINS *et al.*, 2004). A toxicidade em muitos casos depende de outros fatores do meio como: pH, OD e temperatura (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

b) Parâmetros de Projeto

A relação A/M é baseada no conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos está relacionada à entrada do sistema

(RODRIGUES, 2007). Entende-se que, quanto maior a carga de DBO fornecida a um valor unitário de biomassa (elevada relação A/M), menor será a assimilação deste substrato, e menor será o volume requerido para o reator. Porém, quanto menos DBO for fornecida às bactérias (baixa relação A/M), maior será a avidéz pelo alimento, implicando numa maior eficiência de remoção da DBO, conjuntamente com o requisito de um maior volume para o reator. Contudo, se a quantidade de alimento fornecida for muito baixa, passa a prevalecer o mecanismo de respiração endógena, característico de sistemas de aeração prolongada. Usualmente, a relação A/M é dada em kg DBO/kg SSV.dia (VON SPERLING, 2005).

O índice volumétrico de lodo (IVL) é definido como o volume ocupado por um grama de lodo após uma decantação de 30 minutos (VON SPERLING, 2005). É um dos parâmetros de maior importância, pois está associado às condições de sedimentabilidade do lodo. Um aumento significativo de IVL prejudica a sedimentação e a separação entre o efluente e a biomassa empregada no tratamento (JEKINS *et al.*, 2004).

O tempo de retenção celular (θ_c) ou idade do lodo é o quociente entre a massa de sólidos no reator e a massa de sólidos retirada do reator por unidade de tempo (VON SPERLING, 2005). É característico do sistema de lodos ativados o aumento de biomassa, de tal forma que, para manter o sistema em equilíbrio, faz-se necessária a retirada de parte do lodo (MORAES, 2005).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o tempo médio de permanência do efluente líquido no reator biológico e é dado pela relação entre o volume do tanque de aeração e a vazão (RODRIGUES, 2007).

c) Configuração do Sistema

Segundo Mendonça (2002), há diversas variantes do sistema de lodos ativados, que pode ser classificado, de acordo com a idade do lodo, em convencional ou aeração prolongada; e quanto ao fluxo, em contínuo ou batelada. A classificação segundo a idade do lodo se aplica, tanto para os sistemas de fluxo contínuo quanto para os sistemas em batelada, no entanto, neste último caso, a aeração prolongada é utilizada com maior frequência.

Na Tabela 3.6, são encontrados alguns valores característicos dos sistemas de lodos ativados, de acordo com o critério de classificação pela idade do lodo, utilizados para o tratamento de esgotos sanitários, bem como a eficiência de remoção esperada.

Tabela 3.6: Valores Característicos dos Sistemas de Lodos Ativados.

Item geral	Item específico	Modalidade	
		Convencional	Aeração prolongada
Idade do lodo	(dia)	4 – 10	18 – 30
Relação A/M	(kg DBO/kg SSV.dia)	0,25 a 0,50	0,07 a 0,15
Eficiência de Remoção	DBO (%)	85 – 95	93 – 98
	DQO (%)	85 – 90	90 – 95
	SST (%)	85 – 95	85 – 95
	N-NH ₄ ⁺ (%)	85 – 95	90 – 95
	N total (%)	25 – 30	15 – 25
	P total (%)	25 – 30	10 – 20
	Coliformes (%)	60 – 90	70 – 95

Fonte: VON SPERLING (2005).

No sistema convencional com fluxo contínuo, a idade do lodo é usualmente da ordem de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no reator, da ordem de 6 a 8 horas. Parte da matéria orgânica é retirada em um processo primário, para reduzir o volume do tanque de aeração. A biomassa retirada do sistema no lodo excedente requer uma etapa de estabilização, por conter um elevado teor de matéria orgânica armazenado nas células, e ocorre nos digestores primário e secundário.

No sistema de aeração prolongada com fluxo contínuo, a biomassa permanece no sistema por um período mais longo, da ordem de 18 a 30 dias, recebendo a mesma carga de DBO do esgoto bruto que o sistema convencional. Logo, haverá menor disponibilidade de alimento para as bactérias, que para sobreviver, passam a utilizar o substrato armazenado em suas células. Esta matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água, através da respiração endógena, o que proporciona a estabilização da biomassa no próprio reator. O tempo de detenção do líquido é em torno de 16 a 24 horas. A aeração prolongada é considerada a variação mais eficiente na remoção de DBO (RODRIGUES, 2007).

Nos reatores Seqüenciais em Batelada (RSB), as condições ambientais são controladas através de estratégias de enchimento, reação, sedimentação, esvaziamento e repouso, com ciclos de operação e durações definidas, e o desempenho das bactérias é fortemente influenciado pelas características do meio (SANTOS, 2005).

O controle de processos de lodos ativados é importante para manter os níveis de tratamento sob uma faixa variável de condições de operação. Os principais fatores usados são:

- Manutenção dos níveis de Oxigênio Dissolvido (OD) nos tanques de aeração.
- Regulagem da quantidade do retorno de lodo (RAS – *return activated sludge*).
- Controle da quantidade de lodo descartado (WAS – *waste activated sludge*).

A concentração dos sólidos suspensos voláteis (SSV) no reator também é usada como um parâmetro de controle. O retorno de lodo é utilizado para manter esta concentração, e o WAS é importante para controlar o θ_c . O uso da taxa de aplicação de oxigênio ou taxa de oxigenação (OUR – *Oxygen uptake rates*) também tem sido reconhecido como meio de monitoramento e controle do processo de lodo ativado (VON SPERLING, 2005).

3.2.2.1.2 Reatores Sequenciais em Batelada (RSB)

O sistema de lodos ativados em batelada se apresenta como uma alternativa viável para os casos de indústrias e comunidades que produzem esgoto de forma descontínua. Conforme Kennedy & Lentz (2000), os RSB em geral apresentam inúmeras vantagens quando comparados com os processos contínuos. O alto grau de flexibilização dos processos, em termos de ciclo e seqüência, permite tratar águas residuárias de carga e composição variadas. É possível incorporar as fases anaeróbia, anóxica e aeróbia em um único reator. As condições de sedimentação se aproximam das ideais, pela minimização da turbulência e, o efluente produzido é bastante clarificado. A adaptação do lodo às variações no oxigênio e concentração de substratos, ao longo dos ciclos e em longo prazo, tornam os RSB capazes de manter bom desempenho mesmo sob cargas de choque. A capacidade de ajuste da energia e da fração do volume de acordo com a carga afluente pode resultar, ainda, na redução dos custos operacionais (FÁBREGAS, 2005).

As vantagens intrínsecas ao processo em batelada proporcionam também sua indicação para o tratamento de esgoto gerado de forma contínua, em função da possibilidade de operação de vários reatores em paralelo. A grande flexibilidade do processo é particularmente importante quando se considera o tratamento de LAS, que possuem alto grau de variabilidade em quantidade e qualidade (KENNEDY & LENTZ, 2000). Os RSB também tem se mostrado eficientes na remoção de compostos orgânicos perigosos, pela capacidade de mantê-los no sistema até que sejam completamente

degradados (FÁBREGAS, 2005; KLIMIUK & KULIKOWSKA, 2006). Contudo, ainda é necessário estudar melhor a cinética dos processos biológicos, para maximizar a remoção da matéria orgânica e dos nutrientes e minimizar o tempo de cada ciclo operacional (SANTOS, 2005).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), as fases seqüenciais de tratamento de um sistema em batelada, conforme ilustrado na Figura 3.6, são as seguintes:

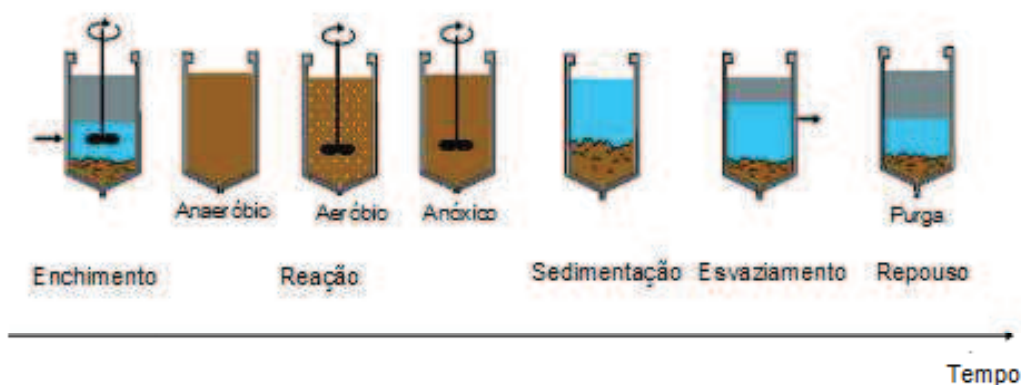


Figura 3.6: Seqüência Típica de Operação do RSB.
Fonte: FÁBREGAS (2005).

- Enchimento: entrada de afluente bruto no reator até o nível superior de operação e mistura com a biomassa existente no tanque. Nesta fase os aeradores podem permanecer desligados ou podem estar ligados em determinado período de tempo.

- Reação: consumo do substrato pela biomassa sob condições controladas (anaeróbias, anóxicas ou aeróbias). Os aeradores são ligados de acordo com o tipo de operação realizada.

- Sedimentação: período sem mistura e aeração, a fim de permitir a sedimentação da biomassa e separação dos sólidos em suspensão, resultando num sobrenadante clarificado. Esta etapa possui grande eficiência pelo fato de não haver interferência da entrada ou saída de líquidos no reator.

- Esvaziamento: retirada do substrato tratado. O efluente clarificado é retirado, reduzindo a altura do nível da água até próximo à camada de lodo sedimentado. É usual manter-se uma altura de proteção do clarificado acima da manta de lodo, da ordem de 40 cm a 60 cm.

- Repouso: tempo entre os ciclos, utilizado para a remoção de lodo excedente e ajuste de ciclos, quando necessário.

A duração usual de cada ciclo pode ser alterada em função das variações da vazão afluente, das necessidades do tratamento, das características do afluente e da biomassa no sistema (VON SPERLING, 2005).

O principal efeito da fase de enchimento no reator é determinar suas características hidráulicas. Se o período de enchimento é curto, o processo será caracterizado por um alto fator de carga instantânea. Neste caso, a biomassa será exposta inicialmente a altas concentrações de matéria orgânica e outros constituintes do afluente, mas a concentração cairá ao longo do tempo, de forma semelhante aos sistemas de fluxo contínuo com tanques em série. Já, se a fase de enchimento for longa, o fator de carga instantânea será menor e o sistema terá desempenho similar aos sistemas contínuos de mistura completa. Com isso, a biomassa será exposta a concentrações relativamente baixas e constantes dos constituintes presentes no afluente (FÁBREGAS, 2005).

A fase de enchimento pode ser estática, com mistura ou com aeração.

Na fase de enchimento estático haverá alta concentração de substrato (alimento) quando a mistura iniciar, resultando numa alta relação A/M, o que cria um ambiente favorável para as bactérias formadoras de floco e filamentosas, proporcionando boas características de sedimentação ao lodo. Nestas condições, os organismos acumuladores de fósforo (OAP) também são favorecidos (FÁBREGAS, 2005).

Durante a fase de enchimento com mistura, o afluente é misturado com a biomassa, que então inicia as reações biológicas. As bactérias degradam biologicamente a matéria orgânica e usam o oxigênio residual ou aceptores de elétrons alternativos, como o nitrato. Neste ambiente pode ocorrer a desnitrificação sob condições anóxicas. Também podem existir condições anaeróbias, caracterizadas pela ausência de oxigênio e presença do sulfato como aceptor de elétrons, após o consumo do nitrato (METCALF & EDDY, 2003).

As reações biológicas, crescimento da biomassa e utilização do substrato, iniciam na fase de enchimento e se completam na fase de reação. Se a fase de enchimento é curta, o período de reação será longo, enquanto que, se a fase de enchimento for longa, a fase de reação será curta ou inexistente. Durante a fase de reação aeróbia, as reações iniciadas no enchimento aeróbio são completadas e a nitrificação é alcançada. Se as reações anóxicas são aplicadas, a desnitrificação pode ser atingida e, na fase de reações anaeróbias, a remoção de fósforo pode ser alcançada (EPA, 1999 apud FÁBREGAS, 2005).

3.2.2.1.3 Remoção Biológica de Matéria Carbonácea

A remoção da matéria orgânica é a maior finalidade dos processos de tratamento, em decorrência da magnitude do impacto causado pelos poluentes orgânicos nos sistemas hídricos (SANT'ANNA Jr, 2010).

A capacidade de remoção de matéria orgânica do sistema é dependente da quantidade de biomassa presente no reator. Há uma relação linear entre a taxa de remoção de DBO e a taxa de crescimento bacteriano. Quando o substrato apresenta-se em baixa concentração, a taxa de crescimento é proporcionalmente reduzida. Logo, para o tratamento de esgotos, a matéria carbonácea é o fator limitante do crescimento (VON SPERLING, 2005).

Para sistemas estacionários, a concentração da DBO efluente não depende da concentração de DBO afluente, mas da idade do lodo. Quanto maior a DBO afluente, maior a produção de sólidos biológicos, aumentando a concentração da biomassa. Assim, quanto mais alimento, maior a disponibilidade de bactérias para assimilá-lo. Já no estado dinâmico, os aumentos da DBO no afluente não são imediatamente acompanhados de aumento na biomassa, que se processa lentamente. Desta forma, caso haja um desequilíbrio, até que um novo estado de equilíbrio seja atingido, a qualidade do efluente em termos de DBO estará deteriorada (METCALF & EDDY, 2003).

Em sistemas com elevada idade do lodo, dada à baixa disponibilidade de substrato prevalecente no meio, ocorre uma predominância da respiração endógena, o que faz com que a fração biodegradável dos sólidos voláteis decresça. Assim, quanto maior a idade do lodo, maior a fração inerte dos sólidos, devido à auto-oxidação do material celular, ou seja, a estabilização do lodo (JORDÃO & PESSOA, 2009).

O tempo que uma célula bacteriana permanece no sistema de tratamento deve ser superior ao tempo necessário para a mesma se duplicar. Caso contrário, a célula será varrida do sistema e haverá progressiva redução da concentração da biomassa, levando o sistema ao colapso. Para a remoção de matéria carbonácea, o tempo de residência celular das bactérias heterotróficas é usualmente bem superior ao tempo mínimo (METCALF & EDDY, 2003).

Nem toda a massa de sólidos participa da conversão do substrato orgânico, havendo uma fração inorgânica que não desempenha funções em termos de tratamento biológico. A biomassa é frequentemente expressa em termos de sólidos suspensos voláteis (SSV), que representam a fração orgânica que pode ser volatilizada, ou seja, convertida a gás por

combustão. Os SSV podem ser divididos ainda em uma fração ativa e uma não ativa, sendo que apenas a fração ativa participa na estabilização do substrato. Também podem ser interpretados em relação à biodegradabilidade, pois nem todos os SSV são biodegradáveis (VON SPERLING, 2005).

A matéria orgânica pode ser considerada como parte em solução, correspondente aos sólidos orgânicos dissolvidos (rapidamente biodegradáveis) e parte em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis). Desta forma, a qualidade do efluente final do sistema de tratamento depende: (i) DBO solúvel: do desempenho do reator; (ii) DBO em suspensão: do desempenho da unidade de decantação final (VON SPERLING, 2005).

A inclusão de uma unidade de decantação final resulta numa grande melhoria na qualidade do efluente final, graças à tendência apresentada pelas bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica de flocularem e sedimentarem. Elas possuem não só a característica de removerem com eficiência a DBO, mas também de poderem ser removidas por simples operações de separação sólido-líquido. Caso se retorne o lodo sedimentado ao reator, o sistema poderá assimilar uma carga muito maior de DBO (VON SPERLING, 2005).

O consumo de oxigênio para a satisfação da demanda carbonácea cresce com a idade do lodo. Entretanto, a estimativa do consumo de oxigênio para a estabilização da matéria carbonácea não depende da consideração da presença ou não de sólidos no esgoto afluente. O pico de consumo de oxigênio não coincide necessariamente com o pico de carga de DBO, estando amortecido e defasado em algumas horas. A razão disso é que a DBO solúvel é imediatamente assimilada, ao passo que a DBO em suspensão requer um certo tempo para que seja hidrolisada (sem consumo de oxigênio) e posteriormente assimilada (JORDÃO E PESSOA, 2009).

Os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica necessitam de outros nutrientes, além do carbono, para suas atividades metabólicas, sendo o nitrogênio e o fósforo os principais, além de outros em concentrações diminutas. É necessário, porém, que o carbono orgânico seja o nutriente limitante no meio e os demais nutrientes estejam presentes em concentrações acima da mínima requerida pelos microrganismos. Por este motivo, em várias situações é vantajoso misturar-se os esgotos sanitários e industriais na rede pública de coleta, fazendo com que, após a mistura e diluição o afluente da ETE seja autossuficiente em termos de requisitos de nutrientes (VON SPERLING, 2005).

A temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as taxas de oxidação das matérias carbonáceas e nitrogenadas. Em termos gerais, as taxas da maioria das reações químicas e biológicas aumentam com a temperatura. No entanto, comparado a outros processos, os lodos ativados são menos sensíveis ao efeito da temperatura. Isto ocorre porque a maior parte da DBO em suspensão é removida fisicamente por adsorção no floco, o que independe da temperatura (METCALF & EDDY, 2003).

3.2.2.1.4 Remoção Biológica de Nitrogênio

O nitrogênio, presente nas águas residuárias, é considerado um poluente importante principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir, da toxicidade da amônia e porque, juntamente com os fosfatos, podem representar a principal fonte de eutrofização das águas superficiais. Por esta razão, devem ser eliminados juntamente com o carbono orgânico, durante o tratamento das águas residuárias (GALLERT & WINTER, 2005).

A eutrofização é o enriquecimento do meio aquático com nutrientes, causando o crescimento de organismos e plantas aquáticas (Figura 3.7). Normalmente, o maior fator de preocupação são as algas. Quando a concentração dos nutrientes é elevada, tem-se também a elevação da concentração de algas, que podem atingir níveis tais que sejam causadores de problemas aos vários usos previstos para o corpo d'água (VON SPERLING *et al.*, 2009).



Figura 3.7: Eutrofização de um corpo d'água.
Fonte: < <http://www.serla.rj.gov.br>>.

Em um curso de água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum

lançamento de esgoto a montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na forma de nitrato (as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas), desde que se tenha no meio em questão, o suficiente de oxigênio dissolvido para permitir a nitrificação (VON SPERLING *et al.*, 2009).

Em esgotos sanitários, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e a amônia. O nitrogênio orgânico corresponde a grupamentos amina. A amônia tem sua principal origem na uréia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto. O NTK representa a soma do nitrogênio amoniacal e orgânico, podendo ser ainda dividido em uma fração solúvel, dominada pela amônia; e uma fração particulada, associada aos sólidos em suspensão orgânicos - o nitrogênio participa na constituição de praticamente todas as formas de matéria orgânica particulada do esgoto (VON SPERLING *et al.*, 2009). Nitratos e nitritos podem representar a principal carga nitrogenada em resíduos industriais (METCALF & EDDY, 2003).

A remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento se dá pelos processos sequenciais de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

A matéria nitrogenada inorgânica é representada pela amônia, tanto na forma livre (NH_3) quanto na ionizada (NH_4^+), e a distribuição relativa ocorre em função dos valores de pH, conforme a Tabela 3.7.

Tabela 3.7: Distribuição relativa aproximada da amônia, em função do pH.

pH	Forma nitrogenada
< 8	Praticamente toda a amônia na forma NH_4^+
= 9,5	Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+
> 11	Praticamente toda a amônia na forma NH_3

Fonte: VON SPERLING (2005).

Segundo Von Sperling (2005), o aumento do pH e da temperatura contribuem para a elevação da amônia livre e redução da forma ionizada. Assim, na faixa usual de pH, próxima à neutralidade, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada. Isto tem importantes conseqüências ambientais, pois a amônia livre é tóxica aos peixes em baixas concentrações. Na temperatura de 25°C, a proporção da amônia livre em relação à amônia total é aproximadamente o dobro em relação à temperatura de 15°C.

A Matéria Nitrogenada Orgânica (MNO) divide-se em duas frações, segundo sua biodegradabilidade, em inerte solúvel e particulada; e biodegradável. A MNO rapidamente biodegradável encontra-se na forma solúvel e é convertida pelas bactérias heterotróficas em amônia, através do processo de amonificação. Este processo pode ocorrer em reatores anaeróbios, aeróbios ou anóxicos (GALLERT & WINTER, 2005). A MNO lentamente biodegradável encontra-se na forma particulada, sendo convertida à forma solúvel através da hidrólise, que ocorre em paralelo com a hidrólise da matéria carbonácea. A amônia, resultante dos processos de hidrólise e amonificação, é utilizada pelas bactérias heterotróficas e autotróficas (VON SPERLING, 2005).

Na oxidação do nitrogênio amoniacal, processo denominado nitrificação, as bactérias autotróficas mediam a oxidação de amônia para nitrito e, principalmente nitrato. Este processo ocorre em duas etapas e requer a presença de oxigênio dissolvido; logo, só é possível em ambiente aeróbio. Na primeira etapa, o nitrogênio na forma amoniacal é oxidado para nitrito (nitritação) por bactérias do gênero *Nitrosomonas*. Na segunda, o nitrito é oxidado para nitrato (nitratação) por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Os fatores que influenciam na taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, conseqüentemente, na taxa de oxidação da amônia, são: pH, temperatura, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas ou inibidoras (VON SPERLING, 2005).

Em temperaturas baixas (<20 °C), a nitratação é muito mais rápida que a nitritação, de modo que se pode considerar que a nitratação é imediata e a acumulação de nitrito sempre será muito pequena em sistemas sob condições estacionárias. Em contraste, em temperaturas elevadas (>25 °C) a nitritação é mais rápida que a nitratação, e por esta razão pode haver acumulação de nitrito quando se criam condições adequadas (VAN HAANDEL *et al.*, 2009a).

Na ausência de oxigênio, as bactérias facultativas reduzem o nitrato para nitrogênio gasoso, processo denominado desnitrificação, utilizando compostos orgânicos como agentes redutores (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). A eficiência da desnitrificação depende acentuadamente da disponibilidade de material orgânico (proporção NTK/DQO no afluente) para a redução de nitrato ou nitrito, e da temperatura, que influi na velocidade do processo. A taxa de desnitrificação aumenta com a temperatura até um valor ótimo de 40 °C. Quando a proporção NTK/DQO do afluente é elevada, torna-se mais difícil efetuar a remoção de nitrogênio porque a produção de nitrato depende diretamente da

concentração do NTK no afluente, mas a capacidade de desnitrificação é proporcional a DQO (VAN HAANDEL *et al.*, 2009a).

Entre as condições ambientais adequadas tem-se, ainda, a necessidade de não se ter limitação por substâncias tóxicas. Em geral, observa-se que as bactérias nitrificantes são muito mais sensíveis à presença de materiais tóxicos do que as bactérias atuantes na desnitrificação. A dependência da desnitrificação do pH é também é muito menos acentuada que na nitrificação. Logo, quando há condições favoráveis a nitrificação, a desnitrificação também será possível (VAN HAANDEL *et al.*, 2009a).

Numericamente, no caso de esgoto doméstico, a concentração do NTK no afluente geralmente é de 40 a 60 mg/L, ou seja, uma fração na faixa de 0,08 a 0,12 da DQO afluente. Desta concentração total, em torno de 75% é nitrogênio amoniacal e 25% é nitrogênio orgânico. Nos processos de tratamento biológico dos esgotos, o nitrogênio orgânico é rapidamente, e quase quantitativamente, convertido em nitrogênio amoniacal (amonificação). Se a nitrificação ocorre, e se houver capacidade de oxigenação suficiente, então também o processo da oxidação da amônia é quase completo, deixando uma baixa concentração de nitrogênio amoniacal. Se depois da nitrificação o processo de desnitrificação se desenvolve eficientemente, o teor de nitrogênio dissolvido no efluente final será baixo, menos que 5 mg/L, sendo possível observar uma eficiência de remoção de 90% a 95% do nitrogênio no efluente, por exemplo, no caso do processo de lodos ativados (VAN HAANDEL *et al.*, 2009a).

3.2.2.1.5 Remoção Biológica de Fósforo

O fósforo total nos esgotos sanitários apresenta-se como fosfatos, nas seguintes formas: (i) inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos), tendo a origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos; (ii) orgânica, ligado a certos aminoácidos, de origem fisiológica (SANT'ANNA Jr, 2010). Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversão a formas mais simples. Apresentam-se na água de acordo com o pH, nas seguintes formas ionizadas: fosfato, hidrogenofosfato, dihidrogenofosfato e ácido fosfórico. Em esgoto doméstico típico, cerca de 50% da concentração de fósforo pode estar na forma inorgânica, sendo a forma predominante o dihidrogenofosfato (VAN HAANDEL *et al.*, 2009a). Os polifosfatos são moléculas mais complexas, que podem ser convertidas a ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, que apesar de lento, inicia-se e ocorre parcialmente no próprio

sistema de coleta de esgoto. O fósforo orgânico normalmente tem pouca importância nos efluentes domésticos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. Para que o fósforo orgânico seja convertido a ortofosfato, é preciso que ocorra a oxidação completa da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

No sistema de lodos ativados há mineralização de quase todo o fósforo orgânico e, conseqüentemente, o fosfato predomina no efluente se não houver perdas excessivas de sólidos no sistema. A presença de fosfato na água causa a eutrofização, o que reduz a qualidade da água bem como suas possibilidades de uso. Por esta razão, em muitos países, existem padrões limites da concentração de fósforo para lançamento nos cursos d'água, cujos valores são dependentes do fator de diluição, do uso da água e de outras condições locais (VAN HAANDEL *et al.*, 2009b).

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Usualmente, o esgoto doméstico possui um teor suficiente de fósforo, mas em certos despejos industriais este teor pode ser insuficiente para o crescimento dos microrganismos. Dependendo da natureza da indústria, a proporção P/DQO não é suficiente para a produção de lodo de excesso e a adição de fosfato é necessária para evitar problemas operacionais (VAN HAANDEL *et al.*, 2009a).

A remoção biológica de fósforo se refere à retirada deste elemento, em quantidades maiores do que as necessárias pelos microrganismos em seus processos metabólicos, pelos Organismos Acumuladores de Fósforo (OAP) ou bactérias poli-P. A capacidade de remoção do sistema está diretamente relacionada com a fração de *Acinetobacter sp.* presente no lodo biológico, sendo essencial a alternância entre condições anaeróbias e aeróbias, de forma a construir seus componentes internos de armazenamento de energia, moléculas orgânicas e polifosfatos (GALLERT & WINTER, 2005).

Em primeiro lugar, é necessário que haja uma zona anaeróbia no início do sistema de lodos ativados onde o afluente, rico em matéria orgânica rapidamente biodegradável (DBO solúvel), é descarregado. Nestas condições, a DBO solúvel é convertida por organismos facultativos, através de processos de fermentação, em ácidos graxos voláteis (AGV), que passam a estar disponíveis no meio líquido. O fósforo é liberado na forma de ortofosfatos pelas bactérias poli-P, que absorvem os AGV's e o transformam em polihidroxibutirato (PHB), produto metabólico orgânico que é armazenado no interior da célula. Estabelece-se, então, uma concentração de fósforo no líquido muito maior do que

aquela encontrada no afluente. O sistema biológico é dominado pelas bactérias poli-P e o percentual de fósforo nos sólidos suspensos voláteis (SSV) é alto se a DQO for limitante. (FARIA *et al.*, 2006; DUMMER, 2008).

Sob condições aeróbias ou anóxicas, os PHB são oxidados e liberados na forma de energia (gás carbônico e água), e o fosfato solúvel é absorvido pelos OAP, mas agora em quantidades muito maiores que as necessárias para o metabolismo bacteriano. Deste modo, a remoção global no sistema é muito maior do que a verificada em sistemas sem a zona anaeróbia. Se a utilização de PHB na zona aeróbia for incompleta por falta de oxidante, a energia gerada será insuficiente para as bactérias poli-P regenerarem completamente o polifosfato que usaram na zona anaeróbia e, portanto, haverá descarga de fósforo no efluente. A retirada de fósforo do sistema se dá através da purga da biomassa, portanto, a retenção de sólidos em suspensão antes do efluente final é uma condição necessária para ter um sistema de remoção eficiente de fósforo (VAN HAANDEL *et al.*, 2009b).

A Figura 3.8 apresenta o mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo.

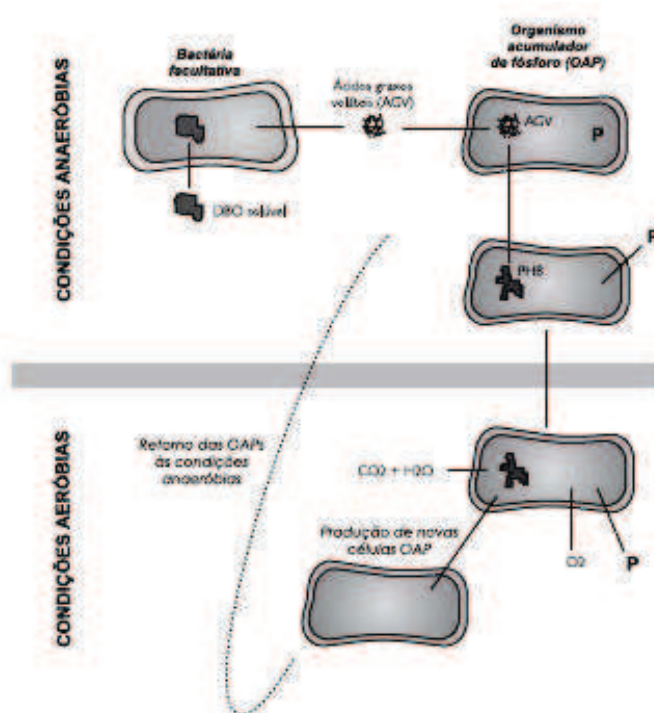


Figura 3.8: Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo.
Fonte: VAN HAANDEL *et al.* (2009b).

A presença indesejável do nitrato na zona anaeróbia pode levar a um desempenho irregular do sistema. As bactérias redutoras de nitrato podem competir com os OAP por

substratos orgânicos, reduzindo a relação DBO/P no sistema e eliminando o fosfato do meio aquoso. A presença simultânea de bactérias redutoras de nitrato em lodos ativados pode explicar porque, na presença de nitrato na fase anaeróbia, o fósforo não se acumula no meio líquido (GALLERT & WINTER, 2005).

Segundo Von Sperling (2005), os fatores ambientais que influenciam no desempenho da remoção biológica de fósforo são: temperatura, pH, OD e concentração de nitrato na zona anaeróbia. Metcalf & Eddy (2003) recomendam que a concentração de OD na zona aeróbia seja mantida acima de 1 mg/L e o pH acima de 6,5 a fim de prevenir a inibição dos processos biológicos.

3.3 TRATAMENTO COMBINADO

3.3.1 Tratamento Combinado de Esgoto Sanitário com Lodo de Fossas Sépticas (LFS)

O tratamento combinado de esgotos sanitários e lodos de fossas sépticas (LFS) constitui uma alternativa interessante e economicamente viável, desde que se respeite uma série de critérios (LEITE *et al.*, 2006; GONÇALVES, 2008; BORGES, 2009; JORDÃO & PESSOA, 2009). De acordo com a USEPA (1994), a adição dos LFS em ETE's convencionais confere alguns impactos, como: choques de carga orgânica aos processos biológicos, aumento da geração de odor, sólidos e escumas, além do aumento do volume de lodo a ser descartado. A adição de LFS nas ETE's pode, inclusive, exigir a necessidade de ampliação da estação, devido à sobrecarga orgânica.

A literatura indica a instalação de um tanque-pulmão, a fim de permitir um melhor controle sobre as vazões efluentes das unidades de recepção de lodo, admitindo, ao mesmo tempo, algum abatimento das variações de picos das concentrações dos contaminantes (JORDÃO & PESSOA, 2009). No tanque-pulmão deve ser mantido um “volume morto”, para abater cargas concentradas e/ou até “diluir” descargas irregulares e concentradas com eventuais contaminantes que possam prejudicar os processos e operações da ETE. O tanque-pulmão deve dispor de sistema de agitação que garanta a mistura e impeça a deposição de detritos no fundo da unidade (CAMPOS *et al.*, 2009).

Leite *et al.* (2006) afirmam que, para a redução do volume e melhoria das condições de manipulação, os LFS poderiam ser desaguados em leitos de secagem, com retorno do efluente líquido para os tanques de tratamento da ETE. Os autores afirmam que

a entrada dos LFS diretamente na entrada da ETE, além de sobrecarregar o sistema, pode contribuir para a maior geração de lodo no final do tratamento. Leite *et al.* (2006) sugerem ainda, a mistura dos LFS, que teoricamente já estão digeridos, com o excesso de lodo da ETE, presente na unidade de adensamento. Este processo evitaria os impactos na carga orgânica afluyente, e o assoreamento das unidades de tratamento preliminar, devido ao excesso de material arenoso presente nos LFS.

Borges (2009) afirma que é preciso que o LFS passe por algum tratamento preliminar específico, como grades com aberturas iguais ou inferiores a 1,5 cm e, preferencialmente, por peneiras, antes de ter acesso a ETE. Campos *et al.* (2009) afirmam que o recalque deve ser evitado sempre que possível, uma vez que os LFS apresentam características mais problemáticas até mesmo do que as do lodo sedimentado em decantadores primários: há maior quantidade de material abrasivo e de sólidos grosseiros em suspensão.

Segundo Campos *et al.* (2009), apenas parte da DBO_5 adicionada poderá ser degradada pelos processos biológicos, uma vez que o LFS já se encontra relativamente degradado ao ser lançado na ETE, resultando em acréscimo considerável de lodo a ser desaguado. No caso de processo aeróbio, haverá aumento da demanda de oxigênio (e de energia, se for baseado em introdução mecânica de ar ou sopradores). Se for processo anaeróbio, haverá pequeno aumento na produção de biogás e aumento na geração de lodo. Como os SSF não são degradáveis, a massa de SSF introduzida tende a incorporar-se no lodo gerado na ETE. Uma expressiva parcela dos STV é constituída por material particulado (SSV) que pode ser sedimentado ou flotado.

Conforme o CWRS (2006), é indicado que o recebimento de LFS em ETE's com decantadores primários ocorra na etapa de tratamento de líquidos. ETE's medianas e pequenas operam melhor quando os LFS são adicionados na etapa de tratamento de lodo, a fim de prevenir o efeito de choque causado pelas cargas orgânicas elevadas. A AENV (2004) determina que as estações de recebimento de LFS de Alberta, Canadá, sejam dotadas de controle de odor, tanques de equalização e controle de acesso das cargas. Para o controle de odor, são utilizados soda cáustica ou hipoclorito de sódio, biofiltros, adsorção com carbono ativado ou irradiação com ultravioleta. A vantagem da diluição do LFS pré-tratado, com o esgoto sanitário bruto em um ponto externo da ETE, na rede coletora de esgotos, é a composição mais uniforme da mistura de efluentes, reduzindo os impactos sobre o sistema biológico (AENV, 2004).

É praticamente impossível realizar um controle criterioso da qualidade dos LFS, definindo de antemão a variação de frequência, volume e contaminantes presentes nos caminhões limpa-fossas antes de ser efetuada sua descarga. Mesmo que fosse realizada a amostragem em todos os caminhões, os resultados completos das análises demorariam alguns dias para serem conhecidos, e isso demandaria uma grande estrutura laboratorial disponível, além de custos elevados (CAMPOS *et al.*, 2009).

Numa ETE, deve ocorrer a remoção e/ou a degradação dos contaminantes do LFS; respeitando os padrões de emissão e de qualidade do corpo receptor. No entanto, raros são os casos de ETE's que em seu projeto, tenham ponderações técnica, econômica e ambiental relacionadas ao recebimento das sobrecargas impostas pela entrada dos LFS, o que certamente irá gerar impactos de maior ou menor intensidade sobre a eficiência da ETE (INGUNZA *et al.*, 2009). Em ETE's bem operadas e mantidas, a análise dos resultados de caracterização do afluente e do efluente e do desempenho de cada processo intermediário, permite a avaliação destes impactos e, também, de eventuais sobrecargas ou acesso de substâncias tóxicas. Além disso, os acompanhamentos do consumo de produtos químicos, de energia e de geração de lodo na ETE também são importantes para esta avaliação (CAMPOS *et al.*, 2009).

Resch (1982) apud Heinss & Strauss (1999) verificou que as cargas intermitentes de lodo séptico, aplicado a um sistema de lodo ativado, resultaram na deterioração da ordem de 20 a 30% na eficiência da remoção de DBO, em relação ao fornecimento de carga contínua ao sistema. Heinss & Strauss (1999) recomendaram que o lodo séptico fosse diluído antes de sua aplicação, possivelmente para diminuir os efeitos de choque de carga que o LFS pode causar ao sistema de tratamento combinado e para que não houvesse detrimento do efluente final.

Tachini (2002) apud Campos *et al.* (2009), avaliou o tratamento combinado de esgoto sanitário com LFS em um reator RALF com volume de 1.210 m³, em uma ETE da cidade de Blumenau, SC, que atende 800 residências e possui vazão média de 13,2 L/s. O LFS foi adicionado na entrada da ETE, juntamente com o esgoto sanitário, e passou por tratamento preliminar constituído de gradeamento, caixa de areia e tanque de acumulação de esgotos. Não foi descrito o percentual de mistura de LFS no esgoto sanitário, nem a frequência de lançamento das descargas no sistema. Houve aumento nas remoções de DBO₅ e DQO, com médias de 73% e 72%, respectivamente, após o início do tratamento combinado. No entanto, a eficiência de remoção de sólidos sofreu decréscimo,

apresentando as seguintes médias: ST: 52%, SST: 64% e SSV: 21%. Foi observada ainda maior instabilidade do efluente do reator RALF.

Vieira *et al.* (2005) apud Gonçalves (2008) avaliou o tratamento de ETE localizada em Aparecida de Goiânia, GO, operando com dois reatores UASB em paralelo, com capacidade de 25 L/s cada, seguidos por duas lagoas de maturação em série, que recebia cerca de 10 descargas de caminhões de LFS por dia. Não foram abordados os impactos da adição de LFS no sistema de tratamento. Foi verificado apenas que, na 29ª semana de operação da ETE ocorreu queda de remoção de DQO (picos de 140% no efluente).

Leite *et al.* (2006) avaliaram o tratamento combinado de LFS com esgoto sanitário em ETE localizada em Curitiba, PR, que possui processo anaeróbio, com vazão média de 1m³/s e recebe mensalmente 3.309 m³ de LFS, 462 caminhões/mês, lançados na rede coletora de esgotos, o que corresponde a 0,128% de sua vazão total. Não foram apresentados dados específicos sobre impactos no sistema de tratamento da ETE. O efeito das adições de LFS foi considerado desprezível em relação ao desempenho da ETE.

Pierotti (2007) relatou o descarte de LFS em reator UASB com volume de 245 m³, operando com TDH: 8h, em ETE situada em São Carlos, SP. O LFS era proveniente de 120 chácaras situadas próximas da ETE, e era descarregado de forma clandestina, no poço de visita da rede coletora, na entrada da ETE, totalizando 50 a 70 m³ por semana. Não foi verificada queda sensível na eficiência de remoção de DQO, porém grandes oscilações na qualidade do efluente final. A remoção de SST chegou a cair de 60% para 29%. Houve elevada geração de lodo, muito superior à que ocorria sem os lançamentos de LFS.

Gonçalves (2008) analisou o desempenho de sistema de tratamento combinado de esgoto sanitário e LFS em um reator UASB com vazão média de 2,35 m³/h, TDH: 8h e velocidade ascensional de 0,6 m/h. Foram realizados ensaios variando os volumes de LFS descarregados em 1, 3 e 5 m³, com vazão de descarga de 5,23 m³/h. Foi verificado que o reator UASB foi capaz de degradar apenas 2/3 da carga orgânica lançada.

Borges (2009) analisou o tratamento combinado de esgoto sanitário e LFS realizado em ETE da cidade de Campinas, SP, com capacidade para atender o esgoto gerado por cerca de 210 mil habitantes, onde existem dois reatores UASB com TDH: 8h, seguidos por tanque de aeração e sistema de flotação. A ETE recebe ainda 100 caminhões de LFS por dia e 280 m³ de LAS, equivalentes a 3,4% da vazão total afluente, decorrentes de uma unidade de recebimento de lodos, distante 6 km da ETE. Os impactos observados na ETE, pelo tratamento combinado foram: aumento de 18,9% na quantidade de detritos

retidos nos desarenadores; aumento de 21,4% na massa de lodo desaguado diariamente; aumento do consumo de soda cáustica (ajuste de pH) de 8,5% e de produtos para a flotação e desaguamento de 35,5%; elevação de 24,5%; 4,2% e de 22,9%, nos valores médios de DBO₅, DQO e de SST no esgoto bruto, respectivamente. Com relação ao desempenho geral da ETE, o impacto mais evidente ocorreu nos reatores UASB, cuja eficiência média foi reduzida de 72% para 64,7%, na remoção de DBO₅; de 64,8% para 57,7%, na remoção de DQO, e de 70,7% pra 52,9% na remoção de SST.

3.3.2 Tratamento Combinado de Esgoto Sanitário com Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS)

O tratamento combinado de esgoto sanitário com lixiviados de aterros sanitários (LAS) em ETE já existente apresenta-se como uma solução conveniente, que vem sendo bastante aplicada, com o objetivo de minimizar os custos de implantação e de operação de aterros (FACCHIN *et al.*, 2000; NECZAJ *et al.*, 2008). Esta estratégia visa diminuir as dificuldades derivadas das variações de concentração e constituição dos LAS, e a dificuldade em se atingir parâmetros seguros de lançamento nos corpos hídricos (ÇEÇEN & AKTAS, 2001; RODRIGUES, 2007; NECZAJ *et al.*, 2008).

Largamente utilizada nos Estados Unidos, Europa e Japão, essa prática sofre hoje questionamentos, particularmente na Europa, sobre as interferências que o LAS, em função das suas características, pode promover nos processos de tratamento, especialmente nos biológicos. Segundo Ferreira *et al.* (2009), no ano 2000, quase 800 aterros de resíduos não-perigosos nos Estados Unidos descartavam seus lixiviados em sistemas públicos de tratamento de esgotos, sem qualquer padrão de pré-tratamento. Com isso, a agência ambiental americana (USEPA) teria concluído que seus lixiviados não interferiam na operação dos sistemas de tratamento de esgotos. No entanto, Tchobanoglous *et al.* (2003) e McBean *et al.* (1995) apud Ferreira *et al.* (2009) ponderam que a adoção de pré-tratamento pode ser necessária para reduzir a carga orgânica antes do lançamento do LAS na rede coletora, reforçando a idéia de que a relação volumétrica entre o LAS e o esgoto sanitário não deve ultrapassar 2%. Segundo os autores, as altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas oriundas de lixiviado de aterros novos e velhos, respectivamente, trazem dificuldades para o tratamento combinado. Outros problemas possíveis podem ser a corrosão de estruturas e os problemas operacionais derivados da precipitação de óxidos de ferro.

É sabido que alta eficiência no tratamento de LAS é alcançada em sistemas multi estágio, com processos biológicos em sua fase inicial. Contudo, estes processos precisam ser flexíveis, para suportar as variações de composição do lixiviado (KLIMIUK & KULIKOWSKA, 2006; RODRIGUES, 2007; NECZAJ *et al.*, 2008). A degradação dos poluentes orgânicos presentes no LAS pode ser favorecida pela diluição em esgotos sanitários, no entanto, grandes volumes de LAS adicionados ao sistema de tratamento de esgotos podem resultar em efluentes tratados com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (FERREIRA *et al.*, 2009).

Por isso, deve-se salientar a necessidade de estudos complementares que visem o melhor entendimento dos impactos provocados pela mistura desses dois resíduos nos processos de degradação convencionalmente observados nas ETE's, avaliando a viabilidade técnica e econômica da ETE em assimilar a carga adicional do efluente a ser tratado, e estabelecer parâmetros de controle operacional, como a proporção de diluição, a fim de permitir que se atinjam parâmetros seguros de lançamento nos corpos hídricos (ÇECEN & AKTAS, 2001; BORGHI *et al.*, 2003; VIANA *et al.*, 2008).

No Brasil, o tratamento combinado já vem sendo utilizado em alguns locais e, uma vez que a Resolução CONAMA 397/2008, que altera a Resolução CONAMA 357/2005, não mais estabelece limite máximo do parâmetro de nitrogênio amoniacal como padrão de lançamento para efluentes de ETE, seu emprego poderá ser ainda mais difundido. No âmbito do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB 5, Ferreira *et al.* (2009) apresentam vários estudos, testando diferentes tecnologias e diluições de LAS em esgoto sanitário, e os impactos refletidos nos sistemas de tratamento, os quais serão apresentados a seguir, de forma resumida.

Um estudo realizado na UERJ em escala de laboratório, analisou o tratamento combinado de ES e LAS nas concentrações de 0%, 0,5%, 2% e 5% de LAS em volume, pelos processos de coagulação/floculação. As dosagens de coagulante utilizadas foram de 20 mg/L, 40 mg/L e 60 mg/L. Foi verificada a diminuição na remoção de DQO, mostrando uma tendência a diminuir com o aumento da concentração de LAS na mistura. Em geral, a menor concentração de coagulante foi suficiente para produzir remoções maiores do que 30% de DQO.

Foram relatados os resultados encontrados, também na UERJ, em duas plantas de lodos ativados, uma piloto e outra em escala de laboratório, operando em processo contínuo e em batelada. Na fase I, os reatores foram alimentados com a mistura de

esgoto sanitário e LAS nas proporções de 0,5% a 1,0%. Na fase II, os reatores foram alimentados com mistura de esgoto sanitário e LAS, com percentual na faixa de 2,0% a 2,5%. Foi verificado que o aumento da percentagem de LAS na mistura não trouxe prejuízos na operação dos reatores operados em batelada ou em regime contínuo. A remoção de N-NH_4^+ foi maior no reator em batelada, independentemente da fase de operação. Foram alcançadas remoções médias de 83% e 94% no efluente final do reator em batelada, nas fases I e II, respectivamente. Em regime contínuo, foram alcançadas remoções de 36% e 43% de N-NH_4^+ nas fases I e II, respectivamente. A nitrificação foi maior no reator em batelada devido às condições operacionais mais adequadas.

Ferreira *et al.* (2009) apresentaram ainda um estudo realizado em unidade piloto de lodos ativados, instalada na ETE Icaraí, RJ, constituída por tanque de aeração e decantador com reciclo de lodo, tratando de forma combinada esgoto sanitário e LAS. A vazão média foi de 68L/h na fase I e 60L/h nas fases II e III, com TDH de 17h a 19h. No tanque de aeração, o OD foi mantido acima de 2,0 mg/L. O pH do afluente foi mantido entre 6,5 e 7,0. O percentual de LAS utilizado na mistura variou entre 2,0% a 2,5% em volume. Não houve interferência negativa na remoção de DQO devido ao tratamento combinado. Na fase I a remoção média de DQO foi de 68%; na fase II de 77%; na fase III, de 72%. Observou-se uma perda de sólidos no efluente provavelmente devido a problemas de sedimentabilidade do lodo biológico. Houve remoção média acima de 80% de N-NH_4^+ em todas as fases de operação.

O experimento realizado na UEPB, em escala piloto, relata o tratamento biológico anaeróbico em dois reatores UASB, combinando esgoto sanitário e LAS. No UASB 1 foi adicionado 1% em volume de LAS in natura. No UASB 2, foram adicionados 10% em volume de LAS, previamente submetidos ao processo de *stripping*, com redução de 98% da concentração inicial de N-NH_4^+ . No efluente do UASB 1, a alcalinidade total variou de 277 a 537 mg/L CaCO_3 ; a concentração de AGV variou de 30 a 101 mg/L HAC; a concentração de N-NH_4^+ variou de 71 a 111 mg/L e a eficiência média de remoção da DQO foi de 55%. No efluente do UASB 2, a alcalinidade total variou de 626 a 1.232 mg/L CaCO_3 ; a concentração dos AGV variou de 40 a 111 mg/L HAC. A eficiência média de remoção de DBO_5 foi estimada em 45%. Foram constatadas elevadas concentrações de material carbonáceo e de N-NH_4^+ nos efluentes gerados, podendo ser um indicativo de que, para o tratamento combinado de LAS e esgoto sanitário em reator UASB, seja necessário um processo de pré-tratamento.

Em estudo realizado na UFRJ em unidades de demonstração, o tratamento biológico com lagoas de estabilização foi testado em duas linhas de tratamento. A linha 1 constava de: lagoa facultativa + lagoa de maturação + diluição do LAS de Gramacho, RJ. A linha 2 era constituída de: lagoa aerada + lagoa de sedimentação + diluição do LAS de Gericinó, RJ. As diluições de LAS em esgotos sanitários, adicionadas ao longo da pesquisa foram: fase 1: 2% de LAS em volume; fase 2: 0,5% de LAS em volume; fase 3: 0,5% de LAS em volume e ajustes operacionais. Na fase 4, houve aumento do TDH na linha 1 e diluição de 0,5% de LAS em volume; e na fase 5, a diluição de LAS foi definida e ajustada a partir da concentração de amônia do LAS (redução da diluição para 0,2%). Verificou-se a necessidade de controle da diluição de LAS a partir da concentração de amônia, pois a carga de amônia chegou a ser 100% superior à carga do esgoto bruto (com diluição de 2%), provocando o desequilíbrio da fauna microbológica da lagoa. A diluição de 2% foi a que apresentou pior desempenho. A operação da linha 1 não respondeu bem ao tratamento combinado, independente das fases. A linha 2 apresentou melhor desempenho no tratamento combinado. A alteração das características hidráulicas das unidades (fases 3 e 4) refletiram pouco no seu desempenho.

Embora não tenha sido possível determinar com segurança os limites da relação volume de LAS/volume de esgoto, para Ferreira *et al.* (2009), até o limite de 1% em volume de LAS haveria certa segurança no tratamento combinado.

Na Tabela 3.8 encontram-se resumidos alguns trabalhos que relatam o tratamento combinado de esgoto sanitário e LAS, em diferentes diluições, através de diferentes processos. Nestes trabalhos, o percentual de diluição de LAS em esgoto sanitário variou entre 0,5% e 20% em volume. O percentual de 10% de LAS, em volume, é citado por vários autores como o limite máximo para que os RSB alcancem boas eficiências de remoção de matéria orgânica, sem inibição significativa dos processos de nitrificação (DIAMADOPOULOS *et al.*, 1997 apud FERREIRA *et al.*, 2009; ÇEÇEN & ÇAKIROGLU, 2001; NECZAJ *et al.*, 2005; NECZAJ *et al.*, 2007). De forma geral, nos percentuais mais reduzidos, não foram verificadas alterações significativas nos sistemas biológicos, especialmente nos lodos ativados. Conforme os percentuais de mistura foram aumentando, foram relatadas diminuições da remoção de $N-NH_4^+$, DBO_5 e DQO, e conseqüente degradação do efluente final.

Tabela 3.8: Impactos do lançamento de lixiviado de aterro sanitário (LAS) em ETE tratando esgoto sanitário.

Autor	Cenário	Impactos
Boyle & Ham (1974) apud Facchin <i>et al.</i> (2000)	Adição de 5% de LAS em volume, com DQO de 10.000 mg/L ao esgoto sanitário. Não foi citado o sistema de tratamento aplicado.	Não foi relatada alteração na qualidade do efluente final.
Henry (1985) apud Facchin <i>et al.</i> (2000)	Adição de 2% de LAS em volume, com DQO de 24.000 mg/L, combinados com águas residuárias municipais. Não foi citado o sistema de tratamento aplicado.	Não foram observadas alterações significativas no desempenho das estações de tratamento.
Kelly (1987) apud Facchin <i>et al.</i> (2000)	Num sistema piloto de tratamento combinado por lodos ativados foi adicionado até 16% de LAS, em volume, nos esgotos sanitários.	Não foi observada instabilidade no processo de lodos ativados.
Diamadopoulos <i>et al.</i> (1997) apud Ferreira <i>et al.</i> (2009)	Reator de lodos ativados em escala laboratorial, operando por batelada. Adição de 10% de LAS, em volume, nos esgotos sanitários.	Foram obtidos de 70% a 98% de remoção de DBO ₅ e de 35% a 50% de remoção de N-NH ₄ ⁺ .
Ehrig (1998) apud Ferreira <i>et al.</i> (2009)	Processo de lodos ativados, em escala laboratorial, variando a adição de LAS entre 1% e 16% em volume, nos esgotos sanitários.	Os valores de DBO ₅ e DQO nos efluentes finais cresceram proporcionalmente às adições de LAS, possivelmente pela deficiência de fósforo em comparação à adição de carga orgânica não biodegradável. A velocidade de sedimentação do lodo aumentou com a adição de LAS.
Cossu <i>et al.</i> (1998) apud Ferreira <i>et al.</i> (2009)	Foram montados em laboratório duas sequências idênticas de reatores anaeróbios, anóxicos e aeróbios. Uma das linhas foi alimentada com esgoto bruto e a outra com misturas de LAS variando de 1% a 5% em relação ao esgoto.	Houve eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo e as velocidades de nitrificação e desnitrificação foram maiores na linha operada com a mistura LAS e esgoto. Em 12 meses de operação dos sistemas, não houve indicativos de inibição do processo biológico nem problemas de instabilidade nos reatores.
Facchin <i>et al.</i> (2000)	Tratamento combinado de esgoto sanitário e LAS, na proporção de 3,2% em volume, em lagoas de estabilização do tipo Australiano, em escala real.	As eficiências de remoção nos seis meses iniciais e finais foram, respectivamente, de 95% e 91% para DBO ₅ , de 74% e 49% para DQO, de 77% e 83% para NTK e de 89% e 90% para fosfatos. Não foi observada alteração na qualidade do efluente final em relação aos teores de metais.
Facchin (2005)	Aumento na proporção de LAS lançado na ETE, passando de 3,5% para 10,7% e 8,5%, respectivamente. As cargas de DBO ₅ do afluente combinado se mantiveram abaixo de 300 kg/dia (menor que a carga de projeto).	Houve desequilíbrio do processo de tratamento. Foram determinados limites para as cargas carbonácea e nitrogenada a fim de evitar cargas de choque no sistema.

Autor	Cenário	Impactos
Çeçen & Çakiroglu (2001)	Reator Sequencial em Batelada, operando em escala laboratorial, variando misturas de LAS entre 5% e 20% em volume, combinado com esgoto sanitário.	Foi possível realizar o tratamento combinado utilizando percentuais de mistura de até 20% de LAS em volume. Foi verificada diminuição nas taxas de remoção dos substratos orgânicos no RSB e inibição severa da nitrificação, quando a DQO do LAS se aproximou de 50% da DQO total inicial, devido ao alto teor de amônia livre e a presença de outros inibidores.
Çeçen & Aktas (2001)	Simulação de sistemas de lodos ativados de fluxo intermitente e contínuo com recirculação de lodo, tratando esgoto sanitário e LAS nas concentrações de 6,7%, 13,3% e 20% em volume; além da adição de carvão ativado em pó (CAP).	Houve diminuição na remoção de DQO e amônia à medida que aumentaram os percentuais de LAS na mistura. A inibição da nitrificação foi maior nos reatores de fluxo intermitente. A adição de CAP contribuiu para o aumento da remoção de DQO e diminuiu a inibição da nitrificação, provocada pelo LAS devido à amônia livre.
Borghetti <i>et al.</i> (2003)	Sistema de lodos ativados com fluxo contínuo, em escala de bancada. Foram testadas diferentes proporções de mistura de esgoto sanitário e LAS (5% a 20%), variando o TDH (4h a 20h).	O melhor desempenho do sistema de lodos ativados foi obtido com 15% de LAS em volume e TDH:4h, com remoção de 67% da DQO, e de 76% do nitrogênio amoniacal.
Campos <i>et al.</i> (2007)	ETE com tratamento primário avançado: processo de coagulação/floculação/decação em escala laboratorial, tratando uma mistura de esgoto sanitário e LAS nas diluições de 0,5% e 1% em volume.	O cloreto férrico foi mais eficiente que o sulfato de alumínio como coagulante. As remoções alcançadas para diluições de 0,5% e 1%, respectivamente, foram DQO: 60,1% e 63,8%; e turbidez: 98,3% e 90,5%.
Neczaj <i>et al.</i> (2007)	Tratamento biológico em RSB, combinando esgoto sanitário e LAS pré-tratado por sonificação, na proporção de 9:1 em volume, com ciclos de 24 horas.	Foram obtidas remoções de DQO entre 80% e 92% e de N-NH ₄ ⁺ entre 67% e 75%. A eficiência do tratamento foi afetada significativamente por variações nas condições operacionais.
Viana <i>et al.</i> (2008)	Tratamento combinado de esgoto sanitário e LAS, na diluição de 2% em volume, em lagoas de estabilização, escala piloto.	Houve elevação acentuada da carga de amônia do LAS em relação à carga de amônia do esgoto bruto, provocando o desequilíbrio da fauna microbiológica das lagoas. Quando a diluição foi reduzida, houve significativa recuperação de desempenho, principalmente da DBO ₅ .

4 METODOLOGIA

Esta pesquisa faz parte de um projeto do Edital Pró-Engenharias, da CAPES, que tem como objetivo estudar o tratamento consorciado de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, utilizando reator UASB seguido de *Reed bed* e biofiltro aerado submerso multiestágio como unidades de pós-tratamento, visando a remoção de nutrientes.

A execução do projeto se deu pela parceria entre as universidades participantes, UNISINOS/PPGEC e UFRGS/IPH, e a Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN, que consentiu com a instalação de uma ETE piloto em suas dependências, além de permitir a análise do sistema de lodos ativados em batelada da ETE Canoas, o qual foi objeto desta dissertação.

4.1 ETAPAS DO PROJETO

Este estudo foi realizado nas dependências da Estação de Tratamento de Efluentes da CORSAN em Canoas, RS, onde já existia toda a infra-estrutura necessária. A execução do projeto consistiu nas seguintes etapas:

- a) Estudo preliminar, com um diagnóstico do sistema de tratamento no ano de 2008;
- b) Monitoramento do sistema de tratamento nos pontos pré-estabelecidos: A, B, B1, B2 e C, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010;
- c) Monitoramento dos parâmetros de processo da ETE, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010;
- d) Caracterização da mistura afluyente, através de análises físico-químicas, no período de janeiro a junho de 2010;
- e) Monitoramento dos efluentes externos, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

4.2 ESTUDO PRELIMINAR: HISTÓRICO DA ETE CANOAS – CORSAN EM 2008

O sistema de lodos ativados da ETE Canoas – CORSAN será caracterizado no capítulo 5. O estudo preliminar consistiu no levantamento das vazões e percentuais de efluentes externos recebidos ao longo de 2008, baseados nas planilhas de operação e de controle de recebimento de efluentes externos da ETE Canoas - CORSAN.

Foi analisada a contribuição dos efluentes externos na carga total de DQO da mistura afluyente e as eficiências de remoção apresentadas pelo sistema, em relação aos parâmetros: SST, DQO, DBO_5 , P_{total} e $N-NH_4^+$ em 2008.

Realizou-se, ainda, uma análise microscópica dos pontos A, B e C (cujas localizações serão apresentadas no item 4.3) em microscópio ótico CARL ZEISS, com aumento de 40 vezes, utilizando-se lâmina e lamínula, a fim de verificar as características do floco e a presença de microrganismos, além de análise qualitativa elementar, por Fluorescência de Raios-X, a fim de identificar a presença de metais no lodo.

4.3 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN

Ao longo desta pesquisa, foram realizados monitoramentos semanais, seguindo a determinação da marcha de serviço da ETE, em 5 pontos distintos: (A) Afluyente bruto, coletado na calha Parshall da entrada do Tanque de Aeração (TA); (B) Lodo biológico anóxico, coletado no TA na saída da pseudozona anóxica; (B1) Lodo biológico aeróbio, coletado no TA no meio da zona aerada; (B2) Efluyente do TA, coletado na saída do TA; (C) Efluyente final, coletado na saída do decantador secundário (DS); no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, conforme demonstrado na Figura 4.1:

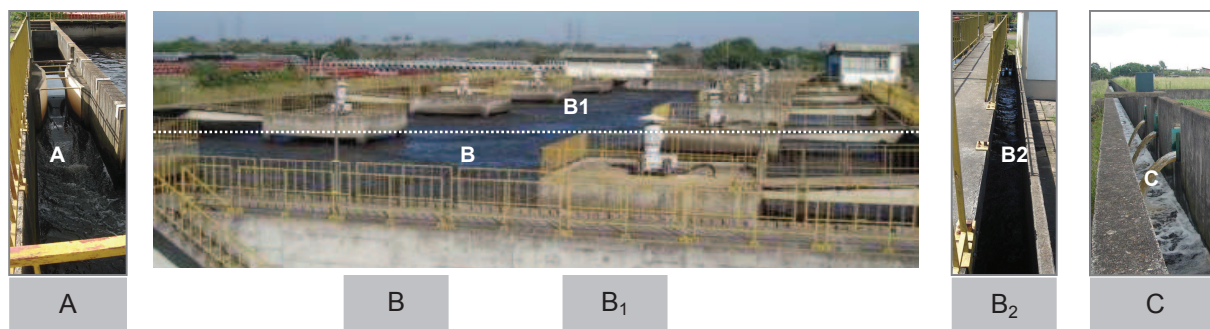


Figura 4.1: Localização dos pontos de monitoramento do sistema de tratamento segundo a marcha de serviços da ETE Canoas – CORSAN. (A) Calha Parshall da entrada do tanque de aeração. (B) Pseudozona anóxica (representada pela linha pontilhada) no início do tanque de aeração. (B1) Zona aerada, no meio do tanque de aeração. (B2) Canal de saída do tanque de aeração. (C) Canal de saída do decantador secundário.

As coletas de amostras compostas foram realizadas com coletador manual, ao longo de 24 horas de operação da ETE, onde foram retiradas alíquotas iguais em cada ponto, durante os 3 ciclos de um dia. As amostras foram acondicionadas em frascos de 5 litros e encaminhadas ao Laboratório Central de Esgotos (LABCES) para análise. As análises físico-químicas seguiram as metodologias recomendadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2005). A síntese dos parâmetros analisados, os pontos de amostragem e métodos utilizados encontram-se na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Pontos de amostragem e métodos utilizados para o monitoramento do sistema de tratamento da ETE Canoas – CORSAN no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Parâmetros analisados	Pontos de amostragem	Métodos utilizados
DBO ₅ ^{20°C}	A, C	Método 5210 D: Método Respirométrico.
DQO	A, B, B1, B2, C	Método 5220 D: Colorimétrico, Dicromato de Potássio por Refluxo Fechado.
N-NH ₄ ⁺	A, B, B1, B2, C	Método 4500 – NH3 C: Digestão Kjeldhal e Titulometria.
P Total	A, B, B1, B2, C	Método 4500 – P E: Método do Ácido Ascórbico.
SST	A, B, B1, B2, C	Método 2540 D: Gravimetria 110°C.
SSV, SSF	B, B1	Método 2540 E: Gravimetria 550°C.

a) Para o cálculo das variações das cargas de SST, DQO, DBO₅, P_{total} e N-NH₄⁺ no afluente da ETE Canoas – CORSAN, no período estudado, foi utilizada a Equação 01.

$$\text{carga: } [Q_{\text{mediana}}] \times [A] \quad \text{eq. (01)}$$

Onde:

carga: carga de SST, DQO, DBO₅, P_{total} ou N-NH₄⁺ no sistema, kg/dia.

[Q_{mediana}]: mediana da vazão mensal afluyente, em m³/dia.

[A]: concentração de SST, DQO, DBO₅, P_{total} ou N-NH₄⁺ na mistura afluyente, em kg/m³.

b) Para o cálculo das cargas orgânicas máximas admitidas diariamente na ETE Canoas – CORSAN, foram aplicados os valores de projeto da estação, conforme a Tabela 5.2, na Equação 01:

- vazão média de projeto: 22.464 m³/dia;
- DBO₅: 310 mg/L;
- SST: 330 mg/L;
- DQO: 620 mg/L (estimada), pois de acordo com a literatura (Tabela 3.1), num esgoto sanitário típico a DQO é aproximadamente o dobro da DBO₅;
- N-NH₄⁺: 30 mg/L (estimada), considerando a concentração média do esgoto sanitário típico.

Para o estabelecimento da carga nitrogenada máxima afluyente na ETE estudada, Facchin (2005), considerou a vazão média de projeto da ETE e a concentração de nitrogênio amoniacal típica de esgotos sanitários, adotando como carga de segurança, a metade do valor da carga máxima calculada. Durante esta pesquisa foram utilizados os mesmos princípios.

4.3.1 Eficiência de Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes no Tanque de Aeração

De posse dos resultados encontrados nos pontos A (mistura afluyente) e B2 (efluente do tanque de aeração), foram calculados os percentuais de remoção de matéria orgânica e nutrientes, obtidos pelo sistema de lodos ativados, verificando-se sua eficiência.

Foram plotados gráficos comparando a variação das concentrações de matéria orgânica ou nutrientes encontradas no efluente do tanque de aeração e a variação da eficiência de remoção do sistema de lodos ativados, no período estudado.

4.3.2 Eficiência Global de Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes

A eficiência global da ETE Canoas – CORSAN no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010 foi calculada utilizando os resultados encontrados nos pontos A (mistura afluyente) e C (efluente final).

Foram plotados gráficos comparando a variação das concentrações de matéria orgânica ou nutrientes, encontradas no efluente final, o limite de emissão determinado na LO da estação, e a variação da eficiência global de remoção da ETE Canoas – CORSAN, no período estudado.

4.3.3 Composição Físico-química do Lodo Biológico

Foram plotados gráficos apresentando a variação das concentrações de SST, DQO, DBO₅, P_{total} ou N-NH₄⁺ encontradas no lodo biológico anóxico, ponto B, e aeróbio, ponto B1; e sua relação com a quantidade de sólidos presente no reator biológico (SST), no mesmo período.

4.4 CONTROLE DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS DA ETE CANOAS – CORSAN

O controle do processo de lodos ativados da ETE Canoas – CORSAN foi realizado diariamente no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, conforme demonstrado na Tabela 4.2. As coletas de amostras foram realizadas a cada ciclo da batelada utilizando coletadores manuais.

Tabela 4.2: Pontos de amostragem e métodos utilizados para o controle do processo de lodos ativados da ETE Canoas – CORSAN no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Parâmetros analisados	Pontos de amostragem	Métodos utilizados
IVL	B	Método 2710 D: Cilindro graduado
OD	B, C	Método 4500 – O C: Método da Azida Modificada – Winkler;
pH	A, B, C	Método 4500 H+: Potenciometria;
Q _{entrada}	A	Controlador automático – calha Parshall
Relação A/M	B	Equação 05. ANOVA *
SSed	A, C	Método 2540 F: Cone Imhoff
Temperatura	AR, A, C	Sensor Termopar

Nota: (*) A ANOVA foi aplicada comparando-se a variação do parâmetro analisado com a eficiência de remoção global de matéria orgânica e nutrientes na ETE Canoas – CORSAN, ao nível de significância de 5%.

Para o cálculo do IVL foi utilizada a Equação 02.

$$\text{IVL: } \frac{[\text{Sedim}] \times 1.000}{[\text{SST}]} \quad \text{eq. (02)}$$

Onde:

IVL: índice volumétrico de lodo, em mL/g.

[Sedim]: sedimentação do lodo, em mL/L.

[SST]: concentração de SST no ponto (B), em mg/L.

Com os resultados de SSV e SST do ponto B, foi calculada a relação SSV/SST que, segundo Von Sperling (2005), está relacionada com a idade do lodo.

Para o cálculo da relação A/M foi utilizada a Equação 03.

$$\text{A/M: } \frac{[\text{Q}_{\text{entrada}}] \times [\text{DQO}]}{[\text{SSVTA}] \cdot V} \quad \text{eq. (03)}$$

Onde:

A/M : relação alimento / microrganismo, em $\text{kg DQO} / \text{kg SSVTA} \cdot \text{dia}$ ou d^{-1}

$[Q_{\text{entrada}}]$: vazão de entrada, em m^3/dia .

$[DQO]$: concentração de DQO na mistura afluyente, em kg/m^3

$[SSVTA]$: concentração de SSV no ponto (B), em kg/m^3

V : volume do TA, em m^3

4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MISTURA AFLUENTE DA ETE CANOAS – CORSAN

A caracterização físico-química da mistura afluyente (MA) teve o objetivo de verificar a variação das cargas orgânicas e nitrogenadas afluyentes a ETE Canoas – CORSAN, ao longo dos ciclos de enchimento da batelada.

Foi instalado um amostrador automático da marca ISCO, modelo 6700, na câmara superior de chegada, antes do sistema de gradeamento fino e após a câmara de reservação inferior, local onde são misturados os efluentes externos e os esgotos sanitários, conforme a Figura 4.2.

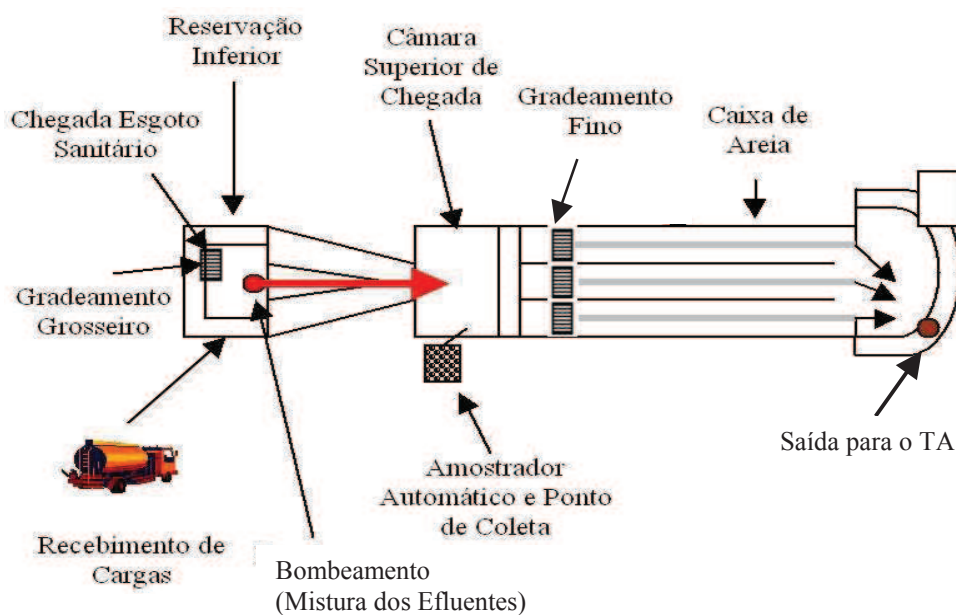


Figura 4.2: Localização do amostrador automático instalado para a caracterização da mistura afluyente, realizada no período de janeiro a junho de 2010 na ETE Canoas - CORSAN.

O amostrador foi programado para coletar um litro de amostra (mistura afluyente) a cada 8 minutos, durante um ciclo de enchimento da batelada, aproximadamente 3 horas. Foram coletadas 24 amostras da mistura afluyente, agrupadas em lotes de 6, totalizando 4 lotes com 6 amostras representativas do ciclo. Durante a amostragem, o sistema de dosagem de cal foi mantido desligado, a fim de não alterar o pH real das amostras.

Este procedimento foi realizado mensalmente, no período de janeiro a junho de 2010, em dias e turnos alternados, escolhidos aleatoriamente, conforme apresentado na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Distribuição das coletas para caracterização da mistura afluyente da ETE Canoas – CORSAN, coletadas entre janeiro e junho de 2010.

Mês/dia	Segunda	Terça	Quarta	Quinta	Sexta	Sábado
Janeiro				Tarde		
Fevereiro			Manhã			
Março					Manhã	
Abril						Manhã
Mai		Tarde				
Junho	Tarde					

Foram coletadas, ainda, amostras de todos os caminhões tanque que descarregaram efluentes externos na ETE Canoas – CORSAN, enquanto o amostrador automático esteve operando, a fim de verificar as cargas impostas ao sistema pela entrada dos efluentes externos. Estas cargas foram calculadas através da multiplicação do volume de cada efluente externo descarregado, constante no Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR), pela vazão média da ETE no momento da descarga, e a concentração de DQO e sólidos encontradas nas amostras coletadas.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Central de Esgotos da CORSAN (LABCES), e a análise qualitativa elementar por fluorescência de raios-X, no Laboratório de Metalurgia Física da UNISINOS. Foram empregados os métodos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2005), conforme apresenta a Tabela 4.4.

Tabela 4.4: Pontos de amostragem e métodos utilizados para a caracterização da mistura afluente da ETE Canoas – CORSAN, realizada entre janeiro e junho de 2010.

Parâmetros analisados	Pontos de amostragem	Frequência de Amostragem	Métodos utilizados
Alcalinidade total	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 2320 B: Titulometria.
Análise qualitativa elementar	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Fluorescência de Raios-X por Energia Dispersiva.
	LAS, LFS, ESQ	Todas as descargas recebidas em 1 ciclo/mês (durante a caracterização da MA)	
DBO ₅ ^{20°C}	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 5210 D: Método Respirométrico.
DQO	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 5220 D: Colorimétrico, Dicromato de Potássio por Refluxo Fechado.
	LAS, LFS, ESQ	Todas as descargas recebidas em 1 ciclo/mês (durante a caracterização da MA)	
N-NH ₄ ⁺	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 4500 – NH3 C: Digestão Kjeldhal e Titulometria.
pH	LAS, LFS, ESQ	Todas as descargas recebidas	Método 4500 H+: Potenciometria.
	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	
P Total	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 4500 – P E: Método do Ácido Ascórbico.
SST	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 2540 D: Gravimetria 110°C.
SSV, SSF, STV, STF	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 2540 E: Gravimetria 550°C.
ST	MA	4 amostras de 1 ciclo/mês	Método 2540 B: Gravimetria 110°C.
Volume (m ³)	LAS, LFS, ESQ	Todas as descargas recebidas	Valor apresentado no Manifesto de Transporte de Resíduos.

A análise de fluorescência de raios-X por energia dispersiva é um método de análise elementar qualitativo e quantitativo que se aplica à identificação de praticamente todos os elementos (Na₁₁ a U₉₂). Trata-se de uma técnica não destrutiva e que não necessita de qualquer preparação prévia da amostra, que pode estar em estado líquido, sólido ou em pó, e permitindo a detecção simultânea de seus diferentes elementos constituintes (SHIMADZU, 2011). Para esta análise, foi utilizado um espectrômetro de fluorescência de raios-x por energia dispersiva da marca Shimadzu, modelo EDX-720, com colimador de 10 mm, que possui de uma fonte de radiação X para ionizar os níveis internos dos átomos constituintes da amostra, por efeito fotoelétrico. Na reorganização dos átomos e regresso ao estado fundamental, estes átomos podem libertar o excesso de energia através da emissão de um fóton X, de energia igual à diferença de energia de ligação dos níveis entre os quais se deu a transição. Esta radiação é característica do elemento. A detecção e análise deste espectro permitem a identificação e quantificação dos elementos constituintes da amostra (SHIMADZU, 2011).

4.6 MONITORAMENTO DOS EFLUENTES EXTERNOS RECEBIDOS NA ETE CANOAS – CORSAN

Foram coletadas manualmente amostras das descargas recebidas na ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, diretamente no caminhão tanque, e enviadas para o Laboratório Central de Esgotos da CORSAN (LABCES) para análise da DQO, conforme frequência estabelecida na Tabela 4.5.

Tabela 4.5: Pontos de amostragem e métodos utilizados para o monitoramento dos efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Parâmetro analisado	Ponto de amostragem	Frequência de análise	Método utilizado
DQO	LAS	A cada 750 m ³ recebidos	Método 5220 D: Colorimétrico, Dicromato de Potássio por Refluxo Fechado
	LFS	A cada 300 m ³ recebidos	
	ESQ	2 amostras por transportadora/mês	
Volume (m ³)	LAS, LFS, ESQ	Todas as descargas recebidas/mês	Verificação nos MTR

Os resultados mensais encontrados nas análises de DQO foram agrupados de acordo com o tipo de efluente externo, para análise estatística. Foram calculadas as medidas de tendência central e dispersão: média aritmética, mediana, desvio padrão e variância, através da estatística descritiva, utilizando-se o *software Excel*.

Além do somatório mensal de recebimento, foram feitas anotações diárias das quantidades descarregadas de cada tipo de efluente externo, em dois períodos distintos: entre junho e agosto de 2009, e abril a agosto de 2010. Para a verificação da carga orgânica dos efluentes externos recebidos neste período, foi utilizada a Equação 04.

$$\text{carga}_{\text{ef}} = [V_{\text{ef}}] \times [\text{DQO}_{\text{mediana}}] \quad \text{eq. (04)}$$

Onde:

carga_{ef} : carga de DQO dos efluentes externos, kg/dia.

$[V_{\text{ef}}]$: volume do efluente externo recebido, m³/dia.

$[\text{DQO}_{\text{mediana}}]$: mediana da concentração de DQO do efluente externo no mês analisado, em kg/m³.

Segundo Ingunza *et al.* (2009), o uso da mediana como medida de tendência central é indicado quando há um grande distanciamento entre os valores mínimos e máximos das concentrações, como é o caso destes efluentes; neutralizando-se, desta forma, a distorção dos resultados devido aos valores extremos.

Foi utilizada a ANOVA para analisar a influência da carga orgânica dos efluentes externos na eficiência de remoção de DQO, apresentada pelo sistema de tratamento da ETE Canoas – CORSAN no período estudado. Para isto, foi considerando que a variação das cargas orgânicas recebidas era equivalente à variação de remoção de DQO alcançada pelo sistema no mesmo período, ao nível de significância de 5%.

Como foram encontrados poucos dados referentes à caracterização dos ESQ na literatura, considerou-se importante a realização de uma amostragem complementar. Foram escolhidos aleatoriamente 4 caminhões tanque, um de cada empresa transportadora, e coletadas amostras nas quais foram analisados os seguintes parâmetros: SST, DBO₅, DQO, P_{total} e N-NH₄⁺, conforme métodos já definidos na Tabela 4.1.

5 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN

A ETE Canoas – CORSAN possui sistema de tratamento por lodos ativados na modalidade batelada, o qual é constituído de gradeamento, desarenador, reator biológico, decantador secundário, adensador de lodos e leitos de secagem, conforme apresentado na Figura 5.1.

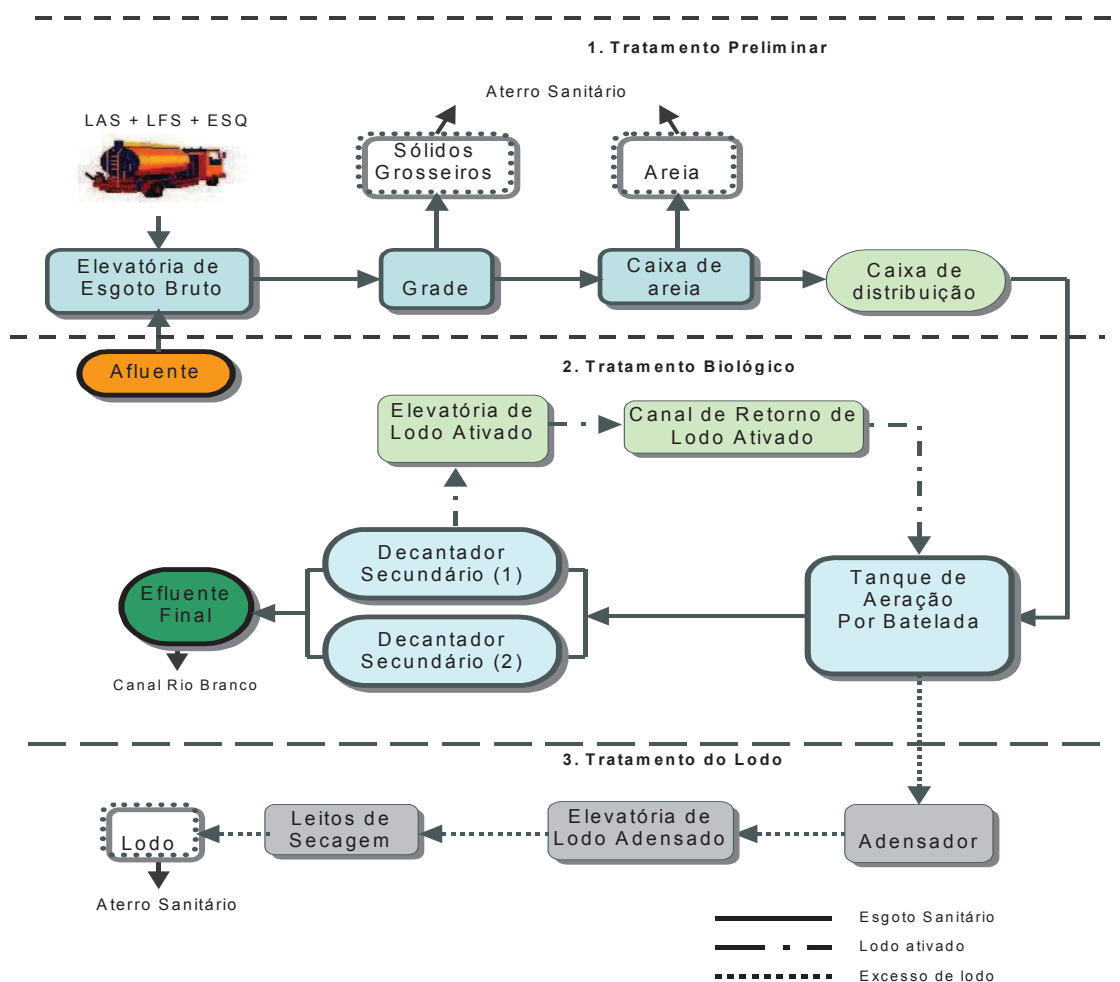


Figura 5.1: Fluxograma do processo de tratamento da ETE Canoas – CORSAN, demonstrando as fases do tratamento preliminar, tratamento biológico, e de tratamento do lodo, que atualmente encontra-se fora de operação.

A estação foi projetada para operar com vazão média de 22.464 m³/dia, operando, no entanto, com cerca de 20% da sua capacidade. O afluente que chega na estação é bombeado através de um conjunto motor-bomba submersíveis, da câmara de reservação inferior até o sistema de gradeamento e desarenação, que constituem o tratamento preliminar (Figura 5.2). Antes do tratamento biológico é feita a adição de cal para correção de pH, através de um dosador automático localizado na câmara superior de chegada, antes da caixa de areia.



Figura 5.2: Tratamento Preliminar da ETE Canoas – CORSAN. (a) Câmara de reservação inferior. Caminhões tanque descarregando efluentes externos. (b) Detalhe da bomba submersa. (c) Sistema de recalque do afluente. (d) Caixa de areia.

Na entrada do tanque de aeração (TA), uma calha Parshall de 18” com sensor de nível, transmite o valor da vazão medida para o quadro de comando. O afluente é distribuído através de calhas e conduzido lentamente por tubulações, que evitam o turbilhonamento, até o fundo do tanque. O TA é retangular, com 95 m de comprimento e 38 m de largura, no qual estão instalados 10 aeradores superficiais de eixo vertical com potência de 75 HP cada, distantes 9,50 m das paredes mais próximas e 19 m entre si. A altura da lâmina d’água máxima é 6,40 m, sendo seu volume útil 23.104 m³.

O período de enchimento de cada batelada depende da vazão de entrada do afluente, e ocorre três vezes ao dia. Os dois primeiros aeradores, localizados na entrada do TA, permanecem desligados para que se consiga obter uma pseudozona anóxica, a qual é caracterizada pela quase ausência de oxigênio dissolvido no *mixed liquor*, visando a remoção de matéria carbonácea e nutrientes do sistema. No entanto, para a ocorrência de uma zona anóxica efetiva deve haver a presença de nitratos, nitritos ou sulfatos, o que não ocorre, pois a linha de recirculação de lodo encontra-se fora de operação.

Quando o volume do TA atinge uma altura mínima, os demais aeradores são ligados de forma alternada, de acordo com a concentração de OD presentes no reator, e permanecem ligados até o final da etapa de reação, que dura em torno de quatro horas. Em geral, a concentração de OD no TA oscila entre 0,5 e 4,0 mg/L de O₂.

O período de sedimentação varia entre duas e três horas, conforme a necessidade do sistema, e o líquido sobrenadante é descartado para os decantadores secundários (DS) através de duas válvulas manuais. O descarte é controlado de forma visual pela redução de 50 cm a 70 cm na lâmina de líquido do TA, correspondendo a volumes entre 1.800 m³ e 2.500 m³. Durante esta etapa, cerca uma hora e meia, os aeradores permanecem desligados. Na Figura 5.3 é apresentado um esquema com as etapas da batelada.

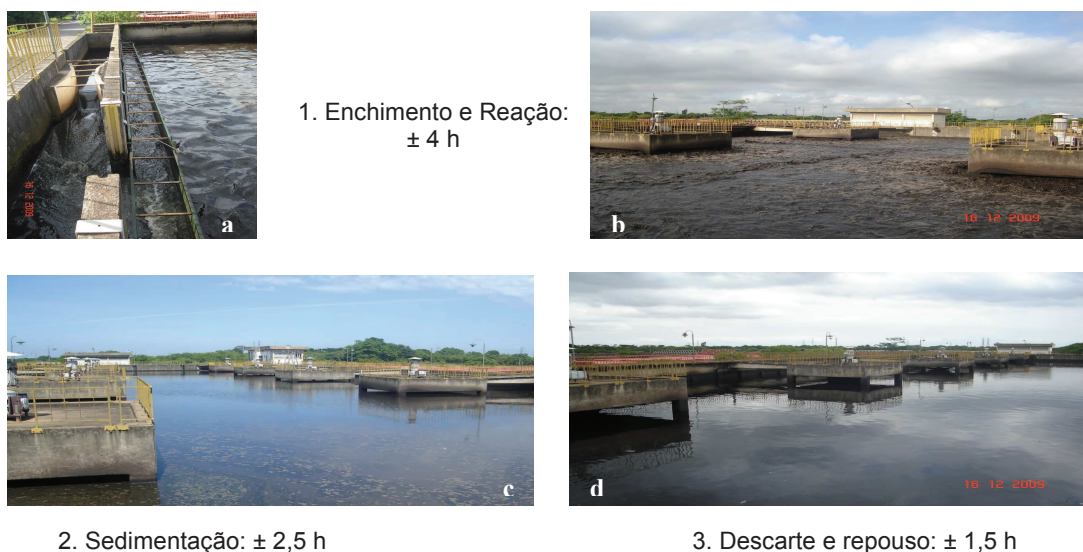


Figura 5.3: Etapas da Batelada. (a) Enchimento. Entrada da mistura afluyente no tanque de aeração. (b) Reação. Aeradores ligados, na zona aeróbia. (c) Sedimentação. Todos os aeradores desligados. (d) Descarte e repouso. Retirada do líquido sobrenadante através do controle visual do nível do tanque de aeração.

Os DS consistem em dois tanques retangulares geminados, porém independentes, com 12 m de largura, 75 m de comprimento e 2 m de lâmina de água, correspondendo a um volume de 1.800 m³ cada, separados por uma parede central. Como a linha de tratamento de lodo encontra-se fora de operação, enquanto um DS está operando, o outro armazena o lodo excedente do processo. Calhas vertedoras com 36 cm de profundidade, localizadas perpendicularmente às paredes jusantes dos DS, removem o líquido clarificado, que deságua através de aberturas nessas paredes, para um canal em concreto, de onde o efluente final é lançado no corpo receptor, o Canal Rio Branco. Na Figura 5.4 é apresentado um esquema do tratamento biológico.



Figura 5.4: Tratamento Biológico da ETE Canoas – CORSAN. (a) Detalhe da calha de entrada do tanque de aeração, através da qual o efluente é conduzido lentamente para o fundo do tanque de aeração. (b) Reator Biológico. Aeradores em funcionamento. (c) Decantadores Secundários. (d) Detalhe da saída do efluente final, sendo encaminhado para o corpo receptor.

Para aproveitar a capacidade ociosa na estação, o sistema recebe cerca de 8.000 m³/mês de efluentes externos: lixiviados de aterros sanitários (LAS), lodos da limpeza de fossas sépticas (LFS) e efluentes gerados em sanitários químicos portáteis (ESQ). Estes efluentes são transportados através de caminhões tanque com volumes variando de 6 a 36 m³ sendo descarregados na ETE entre as 07h e às 19h de segunda a sexta, e das 07h às 12h aos sábados. No restante do tempo é recebido apenas esgoto sanitário, de forma ininterrupta, obedecendo ao histograma convencional de vazões de redes coletoras públicas para esgoto sanitário.

Os efluentes externos são rotineiramente inspecionados antes da descarga diretamente nos caminhões tanque. São coletadas amostras de todas as cargas recebidas para verificação de pH. Também é feita uma análise pelo operador da ETE do aspecto visual da carga externa, a qual tem a finalidade de evitar a entrada de efluentes que apresentem excesso de materiais flutuantes e gorduras, ou que estejam com pH fora da faixa estabelecida (entre 6,0 e 9,0).

Atualmente, o valor cobrado pela CORSAN para disposição das cargas externas na ETE é determinado em função do tipo de água residuária e do volume declarado, conforme manifesto de transporte de resíduos (MTR). Os valores cobrados para tratamento estão apresentados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Valores cobrados por m³ para tratamento das diferentes águas residuárias externas, recebidas na ETE Canoas – CORSAN.

Água Residuária	Valor/m³
Lixiviados de aterros sanitários	R\$ 20,29
Lodos provenientes da limpeza de fossas sépticas	R\$ 10,49
Efluentes gerados em sanitários químicos portáteis	R\$ 15,72

Fonte: ETE Canoas – CORSAN (2011).

A ETE Canoas – CORSAN foi dimensionada para o tratamento de esgoto sanitário cujas características físico-químicas são apresentadas na Tabela 5.2. Entretanto, o recebimento e mistura dos efluentes externos ao esgoto sanitário modificam substancialmente estas características.

Tabela 5.2: Parâmetros de projeto utilizados no dimensionamento da ETE Canoas.

Parâmetros de Projeto			
Vazão	Vazão média (m ³ /dia)	22.464	
	Vazão máxima (m ³ /dia)	41.558	
		Afluente	Efluente
DBO₅^{20°C} (mg O₂/L)	Máxima total	310	31
	Média solúvel	-	6
	Média total	-	16
Sólidos Suspensos (mg/L)	Máximo total	330	33
	Médio total	-	16
	Médio volátil	264	16
	Médio fixo	66	Desprezível
Remoção DBO₅^{20°C} (%)		≥ 90	
Remoção DQO (%)		≥ 75	
Remoção Sólidos Suspensos (%)		Totais	≥ 80
		Voláteis	70 – 85
Remoção Coliformes Termotolerantes (%)		≥ 99	
Remoção NTK (%)		85 – 95	
Remoção P total (%)		10 – 30	

Fonte: MAGNA ENGENHARIA (1989).

A Tabela 5.3 apresenta os parâmetros, conforme a licença de operação (LO) da ETE Canoas – CORSAN, que devem ser atendidos para o lançamento de efluentes no corpo receptor:

Tabela 5.3: Padrões de emissão da ETE Canoas – CORSAN.

Parâmetros	Resolução CONSEMA 128/2006	
Vazão (m ³ /dia)	22.464	
Temperatura	< 40 °C	
pH	6,0 – 9,0	
Materiais flutuantes	Ausentes	
Sólidos Sedimentáveis (mL/L.h)	≤ 1,0 em teste de uma hora em Cone Imhoff	
Óleos e Graxas (vegetal ou animal) (mg/L)	≤ 30	
Sólidos Suspensos (mg/L)	≤ 50	
DBO ₅ ^{20°C} (mg O ₂ /L)	≤ 40	
DQO (mg O ₂ /L)	≤ 150	
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	≤ 20	
P _{Total}	Concentração (mg P/l): 1	Eficiência (%) 75
Coliformes Termotolerantes	Concentração (NMP/100 ml): 10 ³	Eficiência (%) 99

Fonte: LO 7090/2008-DL – FEPAM (2008).

No próximo capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos ao longo desta pesquisa, bem como os impactos da entrada de cargas orgânicas e nitrogenadas superiores às estimadas no projeto, conforme a Tabela 5.2. Serão apresentadas, ainda, as eficiências de remoção obtidas pelo sistema de tratamento combinado nos anos de 2008, 2009 e 2010.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 ESTUDO PRELIMINAR: Histórico da ETE Canoas – CORSAN em 2008

No ano de 2008, foram recebidos e tratados 2.099.000 m³ de efluentes, sendo 2.021.780 m³ de esgotos sanitários; 58.020 m³ de LAS; 17.246 m³ de LFS e 1.954 m³ de ESQ. O volume mensal de efluentes recebidos para tratamento ao longo do ano está apresentado na Figura 6.1. Devido à grande diferença entre os volumes recebidos de cada tipo de efluente, o eixo Y da figura abaixo está em escala logarítmica.

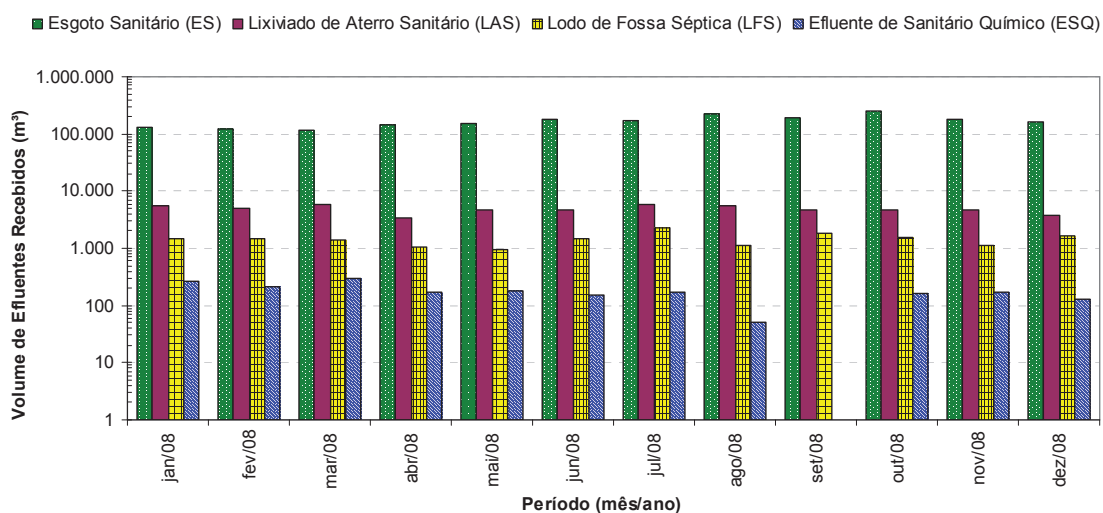


Figura 6.1: Volume mensal de esgoto sanitário e efluentes externos (LAS + LFS + ESQ) recebidos em 2008.

Segundo Souza *et al.* (2009a), em 2008, o percentual de mistura de efluentes externos ao esgoto sanitário variou entre 2,5% e 6,2% em volume. Verificou-se que a aparente “regularidade” quanto aos volumes mensais de cada tipo de efluente externo recebido (Figura 6.1) não se refletiu na regularidade de contribuição para a carga orgânica da mistura afluyente ao sistema (ES + LAS + LFS + ESQ), a qual é apresentada na Tabela 6.1.

Tabela 6.1: Contribuição dos Efluentes Externos na Carga total de DQO da mistura afluyente (MA) a ETE Canoas – CORSAN no ano de 2008.

Período	carga DQO (kg/dia)	Contribuição na carga DQO _{total} MA (%)			
	MA	LAS	LFS	ESQ	LAS + LFS + ESQ
jan/08	1.319	49	3	18	70
fev/08	886	54	7	11	72
mar/08	1.643	41	2	9	52
abr/08	1.427	25	25	6	57
mai/08	1.620	24	16	3	44
jun/08	1.962	15	14	5	35
jul/08	3.435	11	13	2	26
ago/08	1.603	30	41	1	73
set/08	2.068	13	44	0	57
out/08	3.527	31	17	1	48
nov/08	2.299	31	43	1	74
dez/08	2.991	6	9	1	16
média	2.065	27	20	5	52
mediana	1.803	28	15	3	46
desvio padrão	846	15	15	5	36

Segundo Jekins *et al.* (2004), a entrada freqüente de cargas orgânicas extremas traz prejuízos à qualidade de sedimentação dos flocos biológicos, contribuindo para o aumento de organismos filamentosos. Este efeito tende a gerar alterações na composição da microbiota responsável pela remoção dos poluentes, com decréscimo da qualidade do efluente final.

Çeçen & Aktas (2001), estudando o tratamento combinado de esgotos sanitários com LAS em um sistema de lodos ativados, verificaram que, uma mistura de 6,7% de LAS em volume, contribuiu com 42% da carga total de DQO afluyente ao sistema de tratamento, e quando a diluição passou para 20% da vazão total afluyente, a contribuição na carga total de DQO passou a representar 72%. O aumento do percentual de LAS na mistura resultou num aumento não só da carga orgânica, mas também da carga nitrogenada e de substâncias tóxicas e inibitórias, aumentando significativamente a DQO residual efluente do sistema.

Segundo Neczaj *et al.* (2005) lixiviados que já sofreram decomposição, como é o caso dos LAS recebidos na ETE Canoas – CORSAN, são menos propícios ao tratamento biológico, uma vez que a maior parte de sua matéria orgânica é constituída de material refratário e altas concentrações de amônia, que podem produzir efeitos tóxicos sobre a microbiota. Da mesma forma, Campos *et al.* (2009) afirmam que a descarga de LFS parcialmente degradados, contribui para o aumento da quantidade de sólidos suspensos fixos (SSF) incorporados ao lodo gerado na ETE.

Souza *et al.* (2010b) analisaram amostras compostas, representativas de três ciclos de enchimento de um dia da ETE Canoas - CORSAN, coletadas nos pontos A (mistura afluente), B (lodo anóxico) e C (efluente final), por fluorescência de raios-X. Foi detectada a presença dos seguintes elementos:

- Ponto A: enxofre, como elemento majoritário (35%), e em menores percentuais cálcio (21%), ferro (17%), cobre (16%) e potássio (10%);

- Ponto B: o ferro foi o elemento majoritário, representando 56%, seguido de cálcio (16%), silício (10%), enxofre (8%), zinco (4%), cobre (3%), além de traços de manganês (1,5%) e potássio (1,2%).

- Ponto C: foi encontrado enxofre como elemento majoritário (84%), seguido do cobre em menor quantidade (16%).

Os metais não são característicos de esgotos sanitários, mas sua entrada no sistema pode estar associada ao arraste das tubulações, devido ao processo de corrosão, ou introduzidos no sistema pelos efluentes externos, o que parece ser a hipótese mais provável, no caso da ETE Canoas – CORSAN. Acredita-se, ainda, que os metais oriundos dos efluentes externos estejam sendo adsorvidos no lodo biológico, o que explicaria o fato de não serem detectados no efluente final.

Em uma análise qualitativa da microbiota, realizada no lodo anóxico do tanque de aeração, por microscopia ótica com aumento de 40 vezes, Souza *et al.* (2010b) identificaram alguns microrganismos, dentre eles: filamentosos, rotíferos, ciliados, flagelados pigmentados, fungos, algas e cianobactérias, além de sedimentos inorgânicos inseridos no floco e resíduos vegetais. Na Figura 6.2, podem ser observados *Spirogyra sp.* e *Espirulina sp.* que, segundo Jekins *et al.* (2004), são característicos de meios com altas concentrações de ácidos orgânicos e baixos teores de OD, condições associadas a septicidade do meio.

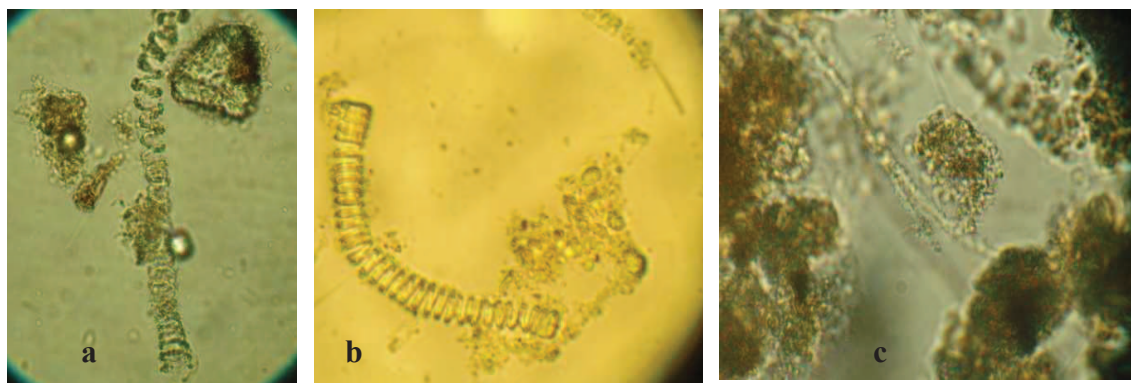


Figura 6.2. Imagens capturadas durante a análise microbiológica do lodo anóxico da ETE Canoas – CORSAN, com aumento de 40x. (a) *Spirogyra sp.* (b) *Espirulina sp.* (c) Sedimentos inorgânicos inseridos no flocos.

Fonte: SOUZA *et al.* (2010b)

Segundo Jekins *et al.* (2004), partículas não microbianas presentes nos flocos de lodos ativados sugerem que a etapa de tratamento preliminar não é eficiente. Segundo os autores, encontrar um grande número de partículas orgânicas amorfas sugere a presença de sólidos de lodo digerido, o que também pode ser verificado pelo odor e por baixas concentrações de SSV no *mixed liquor*, semelhante ao que foi observado na ETE Canoas – CORSAN. No ano de 2008, a relação SSV/SST no lodo anóxico variou entre 0,46 e 0,51.

O sulfeto de hidrogênio reage com os sais de ferro, presentes na maioria dos efluentes, e forma um precipitado preto, de sulfeto de ferro, que se acumula nos flocos e contribui para o aumento do percentual de sólidos fixos. As áreas amorfas amarelas presentes nos flocos da figura 6.2 constituem fosfato férrico e hidróxidos precipitados (Jekins *et al.*, 2004).

Segundo Jordão & Pessoa (2009), um esgoto bruto tipicamente doméstico apresenta a relação SSV/SST na faixa 0,75 a 0,77; sendo constituído predominantemente de materiais orgânicos. Os resultados relatados por Ingunza *et al.* (2009), para a caracterização química de LFS, mostram a relação SSV/SST variando entre 0,36 e 0,75. Lange & Amaral (2009) apresentaram a variação da composição de LAS gerados em aterros sanitários brasileiros e indicaram que a relação SSV/SST encontra-se na faixa de 0,18 a 0,66. Com isto, pode-se inferir que a grande quantidade de SSF presentes no *mixed liquor*, está associada à entrada dos efluentes externos no sistema, sugerindo ainda um arraste da etapa de tratamento preliminar.

Em estudo realizado por Borges (2009) verificou-se um aumento de 18,9% na quantidade sólidos retidos na caixa de areia após o início do tratamento combinado de

esgotos sanitários e lodos de fossas sépticas. O mesmo autor também observou um decréscimo nas eficiências de remoção de DBO₅, DQO e SST em reatores UASB quando tratava a mistura acima. Ferreira *et al.* (2009) relataram problemas de sedimentabilidade do lodo gerado em ETE's que realizavam o tratamento combinado de esgoto sanitário e LAS, o que diminuiu os percentuais de remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes.

Na Tabela 6.2 são apresentados os percentuais de remoção obtidos na ETE Canoas – CORSAN em 2008.

Tabela 6.2: Remoção de SST, DQO, DBO₅, P_{total} e N-NH₄⁺ obtidos na ETE Canoas – CORSAN em 2008.

Parâmetro	Remoção média anual (%)	Faixa de variação (%)
SST	79,8 ± 43,5	14,3 – 96,7
DQO	81,7 ± 22,3	52,3 – 96,0
DBO ₅	90,8 ± 34,3	35,7 – 98,8
P _{total}	69,5 ± 34,1	22,2 – 88,3
N-NH ₄ ⁺	85,5 ± 47,2	11,8 – 99,8

Fonte: SOUZA *et al.* (2010a).

Pode-se inferir que as flutuações da carga afluyente, decorrentes da entrada de efluentes externos dispostos de forma pontual e sem tratamento preliminar, levaram à ocorrência de cargas de choque orgânicas, causando aumento nas concentrações de sólidos fixos no *mixed liquor* e variações na composição da microbiota responsável pela remoção dos poluentes. Justifica-se, desta forma, a ampla faixa de variação nas eficiências de remoção apresentadas pelo sistema em 2008, conforme a Tabela 6.2.

6.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN

O monitoramento do sistema de tratamento da ETE Canoas – CORSAN foi realizado semanalmente em 5 pontos distintos: A (mistura afluyente), B (lodo anóxico), B1 (lodo aeróbio), B2 (efluente do tanque de aeração) e C (efluente final), no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010. A localização dos pontos pode ser verificada na Figura 4.1.

a) *Sólidos Suspensos Totais (SST)*

Na Tabela 6.3, é apresentada a variação mensal da carga de SST na mistura afluyente da ETE Canoas – CORSAN, além da variação mensal de SST no efluente final da estação.

Tabela 6.3: Variação mensal dos SST na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	Mistura Afluyente (A)			Efluente Final (C)	
	SST (mg/L)	Carga (kg SST/dia)		SST (mg/L)	
	Média	Média ± Desv pad	Faixa de variação	Média ± Desv pad	Faixa de variação
jan/09	196	916 ± 547	441 a 1.500	24 ± 0	24 a 24
fev/09	126	637 ± 434	259 a 1.259	24 ± 0	24 a 24
mar/09	123	708 ± 309	518 a 1.065	24 ± 0	24 a 24
abr/09	120	535 ± 298	244 a 1.021	25 ± 2	24 a 28
mai/09	287	1.118 ± 1.510	175 a 3.351	25 ± 2	24 a 27
jun/09	103	480 ± 59	414 a 531	24 ± 0	24 a 24
jul/09	119	560 ± 195	320 a 767	25 ± 3	24 a 30
ago/09	135	825 ± 572	251 a 1.616	25 ± 2	24 a 28
set/09	196	1.310 ± 547	682 a 1.885	24 ± 0	24 a 25
out/09	111	627 ± 195	407 a 797	39 ± 9	27 a 49
nov/09	118	673 ± 244	410 a 984	24 ± 0	24 a 24
dez/09	190	1.032 ± 981	304 a 2.469	35 ± 12	24 a 47
jan/10	171	824 ± 700	411 a 1.632	244 ± 97	136 a 322
fev/10	319	2.106 ± 2.574	429 a 5.070	280 ± 127	275 a 354
mar/10	459	1.586 ± 1.257	304 a 3.252	414 ± 286	134 a 847
abr/10	219	976 ± 320	512 a 1.246	246 ± 168	96 a 481
mai/10	128	562 ± 136	366 a 665	150 ± 61	66 a 211
jun/10	158	776 ± 651	206 a 1.881	395 ± 292	145 a 842
jul/10	99	554 ± 144	347 a 666	72 ± 53	25 a 130
ago/10	193	900 ± 220	587 a 1.105	96 ± 79	29 a 169
2008	189	1.102 ± 876	Segurança 3.506	25 ± 3,7	LO < 50
2009	153	903 ± 1.020		26 ± 5,6	
2010	225	1.167 ± 1.308		253 ± 208	

Nota: os valores médios apresentados correspondem a um conjunto de 04 amostras/mês, equivalentes a 01 amostra/semana, durante o período monitorado.

Observou-se que houve grande variação na carga de SST afluyente no período estudado. De acordo com os parâmetros de projeto, a ETE Canoas – CORSAN foi projetada para receber uma carga máxima de 7.413 kg SST/dia, sendo considerada como uma carga segura, 50% deste valor, ou seja, 3.506 kg SST/dia. Verificou-se que, em alguns meses as cargas afluyentes atingiram valores muito próximos da carga de segurança, e no mês de fevereiro de 2010, esta carga foi ultrapassada. Isto certamente influenciou na qualidade da microbiota presente no tanque de aeração, e na deterioração da qualidade do efluente, o que pode ser comprovado pelas elevadas concentrações de SST no efluente final entre os meses de janeiro e junho de 2010.

Segundo Santos (2005), o desempenho das bactérias no tratamento biológico é fortemente influenciado pelas características do meio. Após sofrer alterações na concentração de substrato em função da carga orgânica aplicada, a taxa de crescimento celular muda, e as bactérias necessitam de um tempo de adaptação à nova concentração de substrato. Jekins *et al.* (2004) afirmam que o recebimento freqüente de cargas orgânicas extremas pode contribuir para a deterioração da qualidade de sedimentação dos lodos ativados, limitando a diversidade de bactérias presentes e tornando o lodo menos resistente às mudanças ambientais, podendo resultar na dispersão do lodo, defloculação, e conseqüente turbidez nos efluentes.

Nas Figuras 6.3 e 6.4 apresenta-se a variação da concentração de sólidos no *mixed liquor* do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, coletado na pseudozona anóxica e na zona aerada, representadas pelos parâmetros: SST, SSV e SSF, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

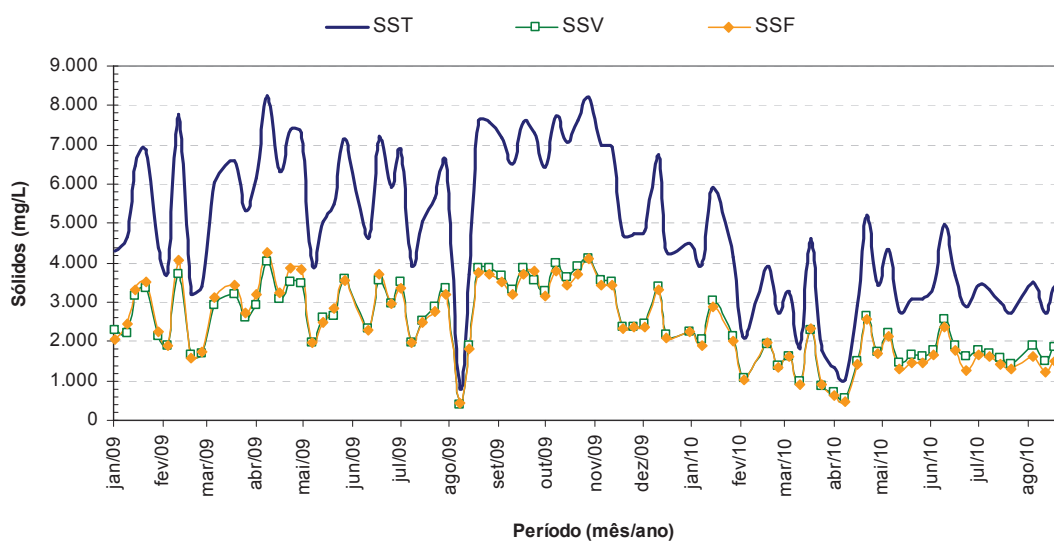


Figura 6.3: Variação da concentração de sólidos no *mixed liquor* da pseudozona anóxica, no início do tanque de aeração (Ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

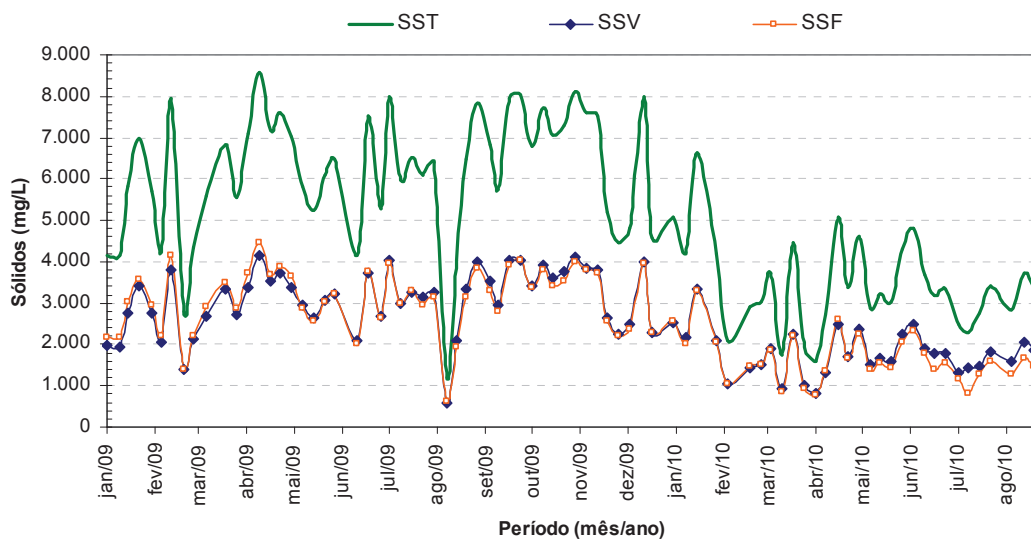


Figura 6.4: Variação da concentração de sólidos no *mixed liquor* da zona aerada, no meio do tanque de aeração (Ponto B1) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Foi possível observar uma grande perda da biomassa no mês de agosto de 2009. Acredita-se que esta perda de biomassa esteja relacionada a um momento de sobrecarga hidráulica afluyente, o que causou a varredura dos sólidos do reator. Verificou-se ainda que, a partir de janeiro de 2010, houve uma diminuição da massa de lodo do RSB, apesar do aumento da carga de SST afluyente, possivelmente devido ao arraste de lodo para os decantadores secundários. A entrada de cargas carbonácea e nitrogenada muito elevadas, ocorridas neste período, pode ter contribuído para a desestabilização da microbiota do reator, e conseqüente predominância de microrganismos mal formadores de floco, conforme verificado em análise via microscopia óptica, o que tornou o lodo leve e disperso, facilitando o arraste para os decantadores secundários.

O teste da hipótese de variâncias equivalentes (Teste-F) demonstrou haver diferenças significativas entre a variação das biomassas anóxica e aeróbia, ao nível de significância de 5%. A concentração de SST na biomassa aeróbia foi significativamente maior que na biomassa anóxica, embora tenham apresentado perfis semelhantes. Santos (2005), afirmou que o coeficiente de produção celular obtido em condições anóxicas é menor do que aquele obtido em condições aeróbias. Klimiuk & Kulikowska (2006) também verificaram que o coeficiente de produção celular foi fortemente influenciado pelas condições operacionais em um reator seqüencial em batelada (RSB), durante estudo no qual modificaram as estratégias de enchimento e aeração do sistema.

Segundo Leite *et al.* (2006), a relação SSV/SST mede a estabilidade do lodo digerido. Von Sperling (2005) afirma que a relação SSV/SST está relacionada com a idade do lodo. Assim, elevadas idades do lodo implicariam em maiores remoções da fração orgânica e aumento da fração inerte dos sólidos. Na Figura 6.5 é apresentada a relação SSV/SST encontrada na pseudozona anóxica do tanque de aeração.

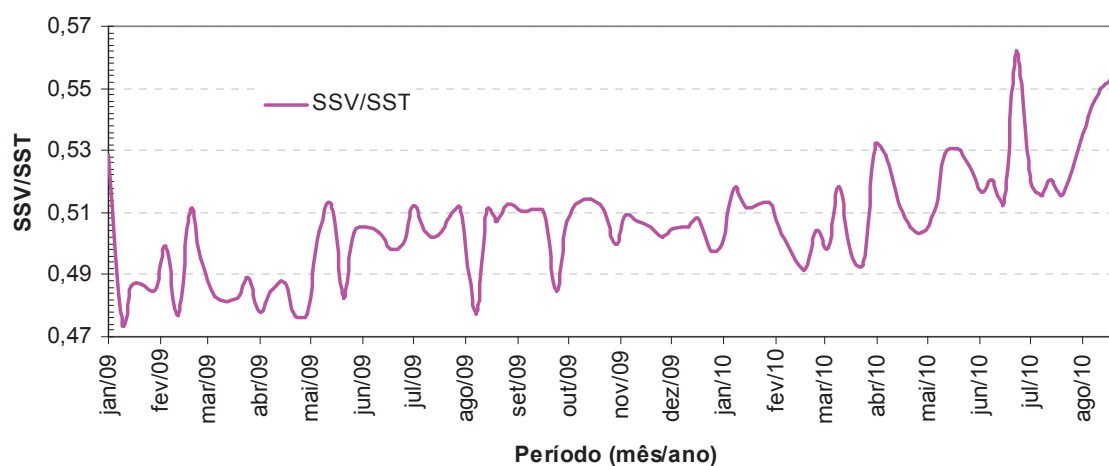


Figura 6.5: Relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais na pseudozona anóxica do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN.

Verificou-se que em 2009 a relação SSV/SST variou entre 0,47 e 0,53. Em 2010, houve um pequeno aumento desta relação, a qual apresentou variação entre 0,49 e 0,56. O esperado em efluentes domésticos típicos seria que a fração de voláteis fosse significativamente maior do que a fração fixa, o que não ocorre possivelmente devido à influência dos efluentes externos, presentes na mistura afluyente (LAS + LFS + ESQ).

A entrada de lodos já digeridos no sistema, como é o caso dos lodos de fossas sépticas (LFS), bem como os grandes volumes de lixiviados descarregados diariamente, podem estar contribuindo para a elevação do percentual de SSF na massa biológica. Ingunza *et al.* (2009), verificou que esses efluentes possuem altas concentrações de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e de sólidos inorgânicos.

Conforme Santos (2005), a síntese celular, a partir da matéria orgânica particulada é um processo posterior à adsorção, estocagem e hidrólise, ocorrendo numa velocidade muito menor do que a síntese a partir da matéria orgânica solúvel. Segundo o autor, os microrganismos submetidos a mudanças das características do ambiente, precisam se adaptar de forma eficiente às novas condições, caso contrário, serão substituídos por outros mais adaptáveis à situação imposta. De forma análoga, acredita-se que os aumentos

bruscos na vazão afluente e/ou as modificações nas taxas de substrato aplicadas ao sistema, requererem um tempo maior para serem absorvidos pelos microrganismos envolvidos no processo de remoção da matéria orgânica, e que, quando isto não ocorre, há deterioração do efluente final até que se restabeleça a condição de equilíbrio.

A diminuição da biomassa pela perda de sólidos, carreados para o decantador secundário e o pequeno aumento do percentual de SSV no *mixed liquor* em 2010, sugerem que o sistema tenha passado a operar com uma idade do lodo reduzida, produzindo um lodo menos estabilizado e com menor capacidade de remoção de poluentes. No entanto, este não é um parâmetro controlado na operação da ETE Canoas – CORSAN.

Na Figura 6.6 são apresentadas as concentrações médias da mistura afluente e do efluente do tanque de aeração, em mg/L, bem como a eficiência de remoção de SST no RSB, no período estudado. As setas coloridas indicam o eixo correspondente para as leituras.

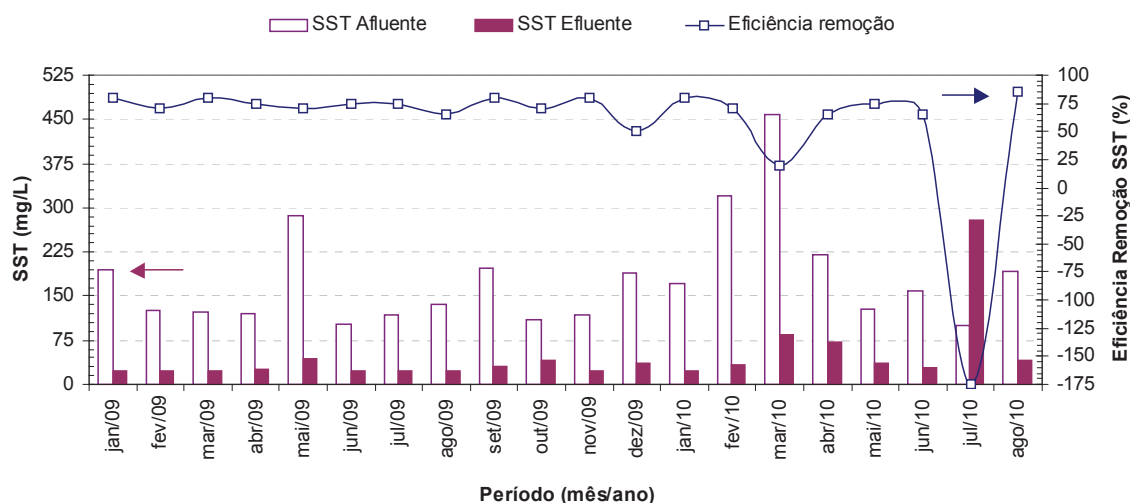


Figura 6.6: Variação das concentrações de SST na mistura afluente e no efluente do tanque de aeração, e eficiência remoção de SST no RSB da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que o RSB apresentou estabilidade na remoção de SST até novembro de 2009, atingindo remoções acima de 50%. Entretanto, desde de setembro de 2009 já se observava um aumento no carregamento de sólidos para o decantador secundário, possivelmente pelo aumento da concentração de SST na mistura afluente, o que influenciou negativamente a eficiência do sistema como um todo. Este aumento de lodo enviado para o DS, somado ao fato da linha de tratamento e reciclo de lodo encontrar-se desativada, fez com que o DS atingisse sua capacidade máxima, vindo a aumentar

consideravelmente o volume de lodo sedimentado no DS, a ponto de dificultar a decantação dos flocos, levando ao carreamento de sólidos para o efluente final, conforme se observa na figura abaixo.

Na Figura 6.7 é apresentada a faixa de variação de SST, em mg/L, no efluente final, o limite de emissão determinado na Licença de Operação (LO) da ETE, bem como a variação da eficiência de remoção de SST no período estudado. As setas coloridas indicam o eixo correspondente para as leituras.

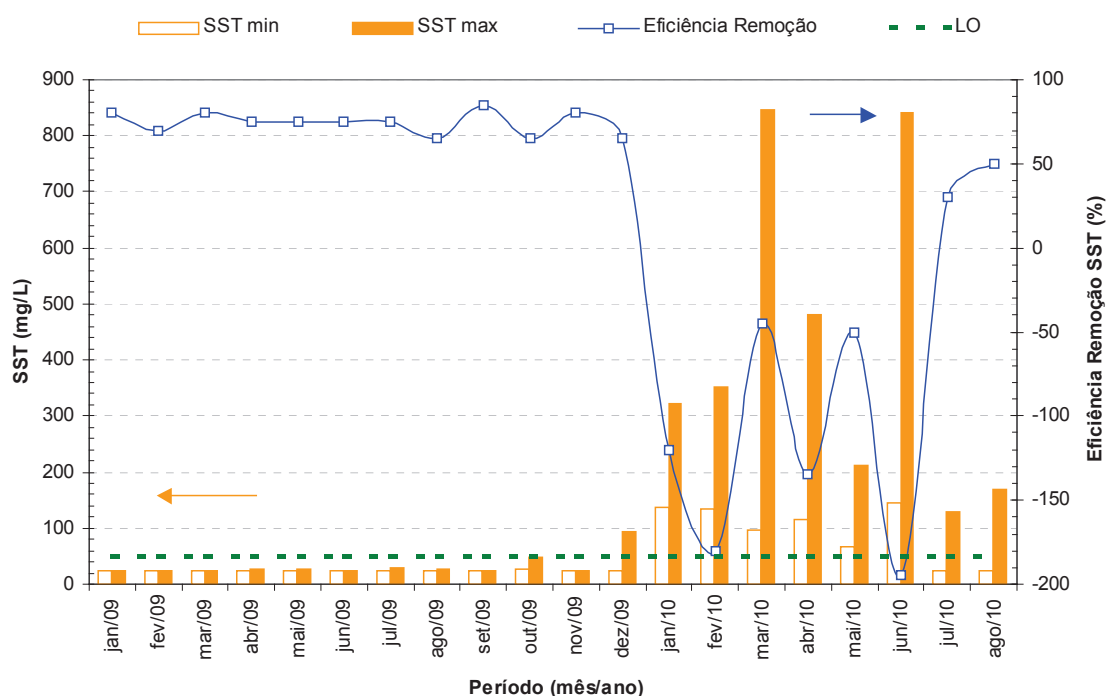


Figura 6.7: Variação da concentração de SST, limite da LO e eficiência de remoção de SST no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que, no período de janeiro a novembro de 2009 todos os efluentes lançados no Canal Rio Branco atenderam à LO em relação ao parâmetro SST, mantendo-se abaixo de 50 mg/L. No entanto, a partir do mês de dezembro de 2009, o sistema de tratamento da ETE Canoas – CORSAN não foi mais capaz de atender a licença de operação para este parâmetro. Na Figura 6.8 observa-se o desempenho da ETE Canoas – CORSAN em relação ao cumprimento da LO, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

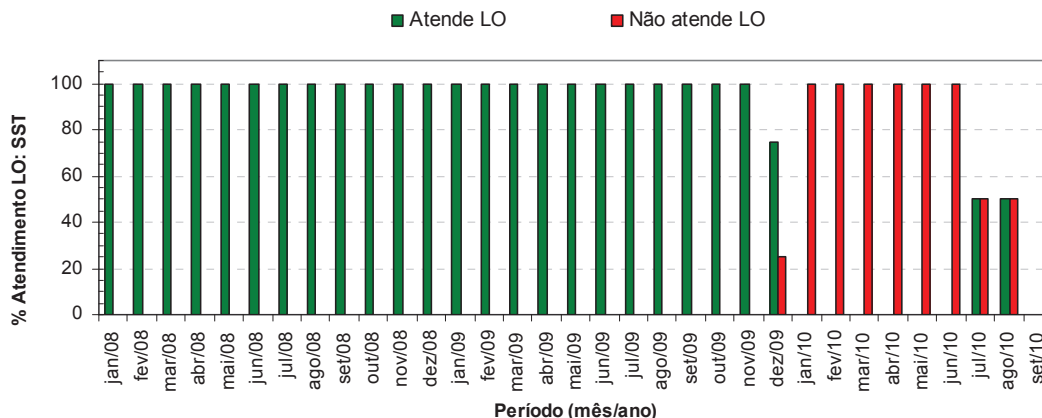


Figura 6.8: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

Acredita-se que a falta de remoção periódica de lodo do DS tenha sido o fator de importância preponderante no decréscimo da qualidade do efluente final em praticamente todos os parâmetros analisados. Prova disto é que, em junho de 2010, quando foram iniciadas obras civis para a recuperação da linha de tratamento e reciclo do lodo, com a remoção do lodo do primeiro DS, já foi possível observar-se uma pequena melhora tanto nas concentrações dos efluentes como na eficiência de remoção de SST do sistema.

b) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Tabela 6.4, é apresentada a variação mensal da carga de DQO na mistura afluente e a concentração de DQO no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Tabela 6.4: Variação mensal da DQO na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	Mistura Afluente (A)			Efluente Final (C)	
	DQO (mg/L O ₂)	Carga (kg DQO/dia)		DQO (mg/L O ₂)	
	Média	Média ± Desv pad	Faixa de variação	Média ± Desv pad	Faixa de variação
jan/09	492	2.306 ± 926	1.083 a 3.333	52 ± 24	17 a 71
fev/09	369	1.873 ± 838	1.076 a 3.235	44 ± 33	8 a 89
mar/09	308	1.772 ± 959	1.204 a 2.879	44 ± 27	16 a 70
abr/09	557	2.472 ± 1.384	928 a 4.272	50 ± 11	36 a 59
mai/09	900	3.507 ± 2.517	1.3095 a 7.154	60 ± 13	43 a 74
jun/09	523	2.437 ± 2.325	731 a 5.085	61 ± 6,1	54 a 66
jul/09	448	2.106 ± 922	1.138 a 3.618	59 ± 17	38 a 81
ago/09	374	2.291 ± 1.936	343 a 4.971	51 ± 12	36 a 62
set/09	361	2.414 ± 538	1.891 a 3.321	49 ± 22	28 a 87
out/09	263	1.485 ± 485	994 a 2.102	45 ± 6,7	36 a 52
nov/09	290	1.647 ± 479	1.229 a 2.316	52 ± 13	40 a 71
dez/09	513	2.782 ± 1.697	1.622 a 5.285	87 ± 70	43 a 191
jan/10	488	2.355 ± 901	1.333 a 3.033	275 ± 103	207 a 395
fev/10	574	3.791 ± 3.253	1.485 a 7.512	103 ± 39	72 a 147
mar/10	973	3.363 ± 1.787	1.548 a 5.882	475 ± 276	147 a 890
abr/10	623	2.773 ± 1.119	1.237 a 3.902	350 ± 140	209 a 530
mai/10	503	2.216 ± 1.570	626 a 4.138	233 ± 105	85 a 310
jun/10	926	4.549 ± 2.948	1.326 a 7.884	659 ± 406	310 a 1.209
jul/10	503	2.815 ± 887	1.864 a 4.009	157 ± 108	63 a 252
ago/10	985	4.589 ± 2.686	1.277 a 6.927	186 ± 183	32 a 398
2008	344	2.004 ± 1.305	Segurança 6.964	46 ± 15	LO
2009	451	2.542 ± 2.094		54 ± 26	< 150
2010	738	3.374 ± 2.474		329 ± 270	

Nota: os valores médios apresentados correspondem a um conjunto de 04 amostras/mês, equivalentes a 01 amostra/semana, durante o período monitorado.

Observou-se que houve grande variação na carga de DQO afluyente, no período estudado. A carga máxima diária para o recebimento da DQO, calculada em função dos dados de projeto da ETE Canoas – CORSAN, é de 13.928 kg DQO/dia, e a carga de segurança, estimada em 50% deste valor (6.964 kg DQO/dia). Verificou-se que em vários momentos houve a entrada de cargas extremas de DQO, próximas ou superiores ao limite de segurança estimado no projeto da ETE, embora a estação esteja trabalhando com cerca de 20% de sua vazão de projeto.

Segundo Alvarenga & Além Sobrinho (1977) apud Santos (2005), a matéria orgânica biodegradável é considerada o fator limitante de crescimento bacteriano. Portanto, quando o lodo ativado alcança a taxa específica de crescimento máxima, ocorre limitação na quantidade de substrato que pode ser removida, impondo restrições à carga orgânica que o lodo ativado pode metabolizar. Da mesma forma, Kennedy & Lentz (2000), analisando o comportamento de RSB frente a elevadas cargas orgânicas, verificaram que períodos de enchimento das bateladas mais longos resultaram em menor estresse da

microbiota dos lodos ativados, e no aumento do desempenho do sistema em relação à remoção de DQO, uma vez que diminuía os efeitos de choque de carga orgânica. Neste sentido, Klimiuk & Kulikowska (2006) verificaram que períodos curtos de enchimento da batelada favoreceram a criação de gradientes de concentração do substrato durante os ciclos, causando desequilíbrio na microbiota do RSB, que tratava mistura de esgoto doméstico e lixiviados de aterros sanitários. Santos (2005) afirma que o aumento repentino da concentração de matéria orgânica no início do ciclo operacional do RSB favorece a competição entre os organismos heterotróficos, levando a maximização do crescimento em detrimento do armazenamento de energia, e a conseqüente formação de flocos fracos, mal formados, de difícil sedimentação.

Com base nos autores supracitados, infere-se que a entrada de cargas extremas de DQO, de forma pulsada, levou a ocorrência de choques de carga orgânicos durante a operação, remetendo a problemas operacionais e queda de eficiência do sistema.

Nas Figuras 6.9 e 6.10 verifica-se a variação da DQO no *mixed liquor* da pseudozona anóxica e da zona aerada, no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

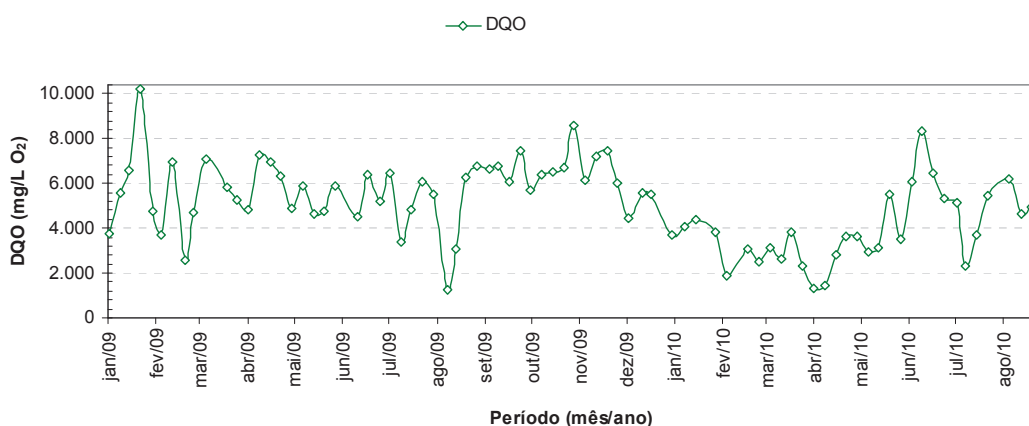


Figura 6.9: Variação da DQO no *mixed liquor* da pseudozona anóxica, no tanque de aeração (ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

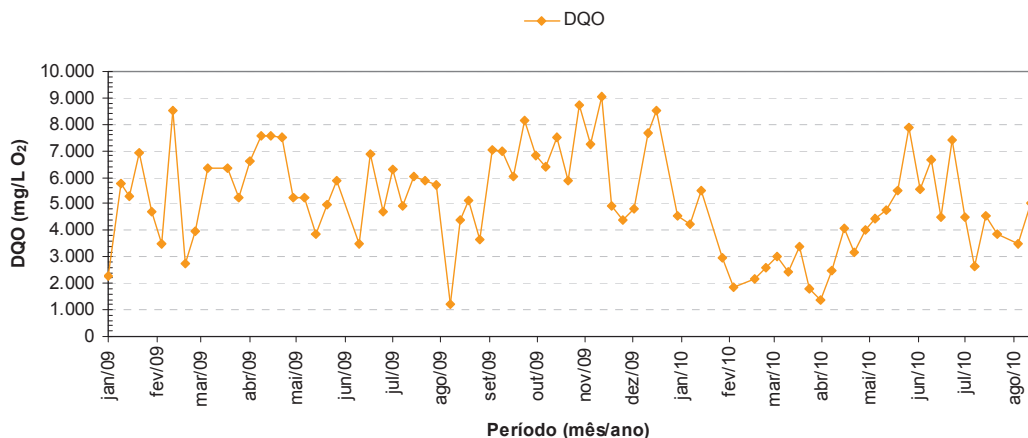


Figura 6.10: Variação da DQO no *mixed liquor* da zona aeróbia, no tanque de aeração (ponto B1) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

O teste da hipótese de variâncias equivalentes (Teste-F) demonstrou haver diferenças significativas entre a variação da DQO *mixed liquor* da pseudozona anóxica e da zona aeróbia, ao nível de significância de 5%. A concentração de DQO na biomassa aeróbia foi significativamente maior que na biomassa anóxica, embora tenham apresentado perfis semelhantes.

Santos (2005) verificou que a idade do lodo e a introdução de uma fase anóxica em RSB tratando esgotos domésticos, tiveram influência direta no comportamento da DQO do efluente final. Segundo o autor, o grau de degradabilidade do afluente possui forte influência sobre a velocidade de oxidação da matéria orgânica. Em idades de lodo maiores, na zona anóxica, a oxidação da matéria orgânica foi preponderante sobre a produção de biomassa. Na zona aeróbia, no entanto, ocorreu um maior crescimento da biomassa e a diminuição da idade do lodo modificou a estrutura dos flocos, que ficaram menores e mais dispersos, devido à baixa concentração de SSV, uma vez que a matéria orgânica predominante não estava prontamente disponível, havendo degradação do efluente final. Pode-se inferir que na ETE Canoas – CORSAN também esteja ocorrendo maior degradação da matéria orgânica na fase anóxica, ainda que ela não seja efetivamente eficaz, devido à ausência de nitratos, pela falta de recirculação do lodo. Contudo, foi verificado menor crescimento de biomassa nesta fase, e menores concentrações de DQO no lodo anóxico, em comparação com o lodo aeróbio. Da mesma forma, considerando a grande quantidade de compostos não biodegradáveis e lodos já digeridos, que entram no sistema da ETE Canoas – CORSAN trazidos pelos efluentes externos, a introdução da pseudozona anóxica tende a contribuir, não só com a remoção de fósforo, motivo pelo qual

ela foi programada, mas também para a remoção de matéria orgânica de degradação lenta. Kulikowska *et al.* (2007) verificaram que, com a introdução de uma zona anóxica antes da zona aerada, em RSB tratando lixiviados de aterros sanitários, 50% da DQO afluente foi convertida em biomassa, independente do TDH.

Na Figura 6.11 são apresentadas as concentrações de DQO da mistura afluente e do efluente do tanque de aerção, em mg/L O₂, bem como a eficiência média de remoção de DQO no período estudado.

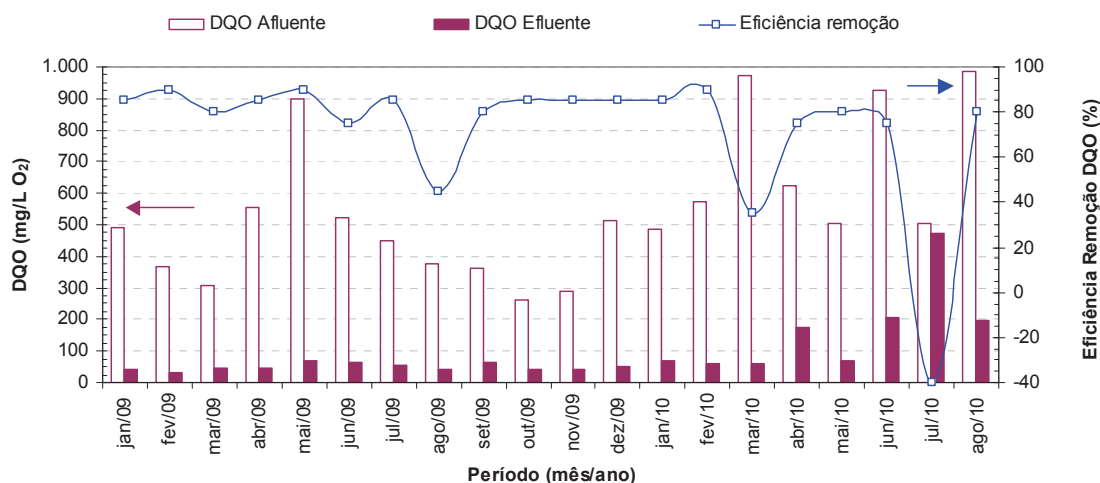


Figura 6.11: Variação das concentrações de DQO na mistura afluente e no efluente do tanque de aerção, e eficiência média de remoção de DQO no efluente do tanque de aerção da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que no mês de agosto de 2009 o RSB apresentou um desequilíbrio, com perdas de biomassa, possivelmente causado pela entrada de cargas orgânicas extremas, o que resultou num aumento expressivo da concentração de DQO do efluente enviado para o decantador secundário. Segundo Jekins *et al.* (2004), quando a toxicidade à microbiota é muito severa, pode ocorrer a deflocação, que leva a morte de protozoários e resulta na queda brusca da eficiência de remoção de DQO do sistema. Acredita-se que este fenômeno possa ser a explicação para a grande queda de eficiência ocorrida no reator neste período, o qual pode ser confirmado nas Figuras 6.3 e 6.9, em que se verifica a perda da biomassa do RSB e a conseqüente queda de DQO do *mixed liquor*. No entanto, de forma geral, verificou-se que até o mês de fevereiro de 2010, o sistema vinha apresentando eficiências de remoção de DQO acima de 75%, quando sofreu uma queda brusca, passando para 35%, seguida do aumento da concentração de DQO no efluente enviado para o DS. Acredita-se que o carreamento da biomassa tenha ocorrido em conseqüência da exposição freqüente da microbiota a cargas de choque, o que segundo Jekins *et al.* (2004) torna-a

menos resistente às mudanças ambientais do reator, como causadas pelo aumento nas cargas orgânicas afluentes, resultando na morte e diminuição das espécies de microrganismos presentes no sistema.

Na Figura 6.12 é apresentada a faixa de variação da DQO, no efluente final, o limite de emissão determinado na LO da estação, bem como a variação da eficiência de remoção de DQO no período estudado.

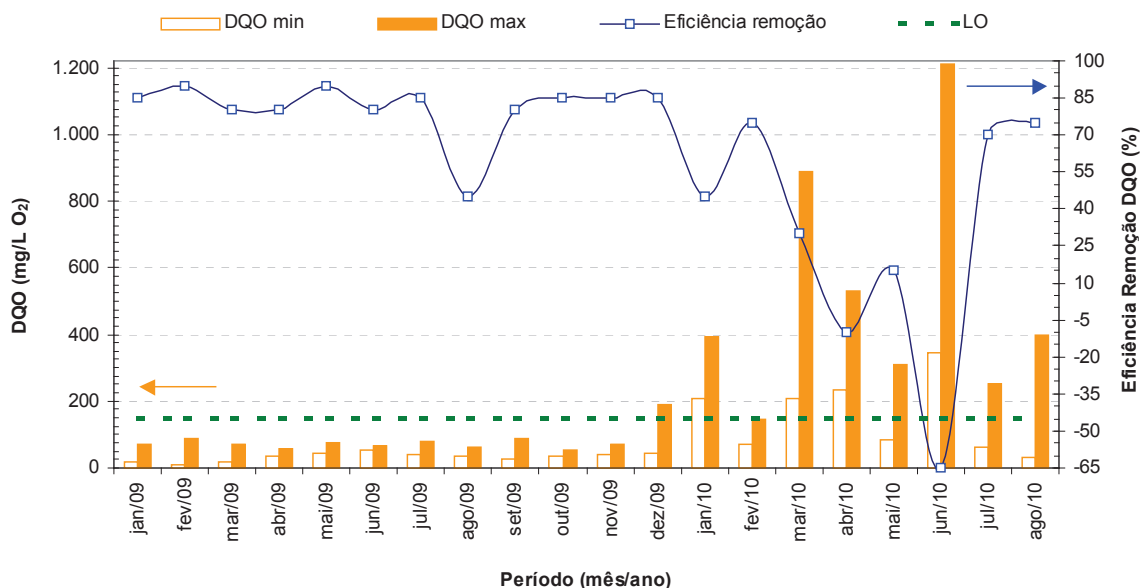


Figura 6.12: Variação da DQO, limite da licença de operação e eficiência remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que entre janeiro e novembro de 2009, todos os efluentes lançados no Canal Rio Branco apresentavam concentração de DQO de acordo com a determinação da LO, abaixo de 150 mg/L. Na Figura 6.13 observa-se o desempenho da ETE Canoas – CORSAN em relação ao cumprimento da LO, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

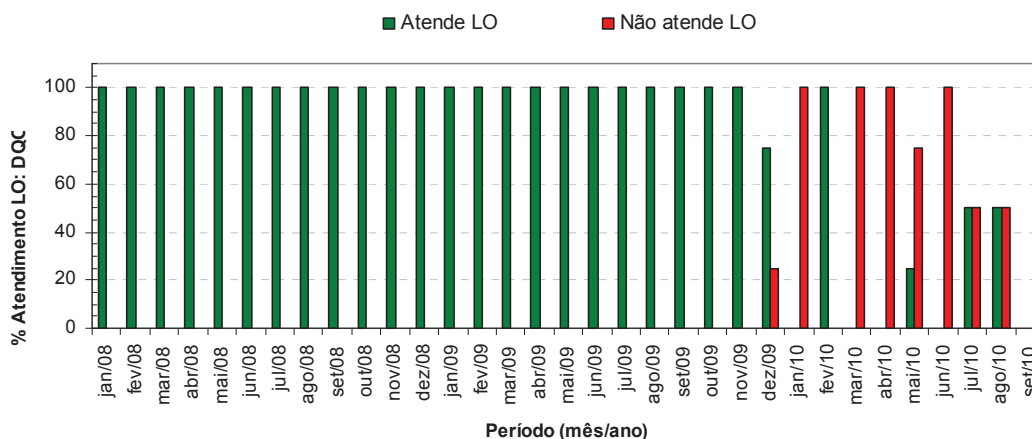


Figura 6.13: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para DQO, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

Verificou-se, no entanto, que a partir de dezembro de 2009, quando ocorreu um aumento de 68% na carga de DQO da mistura afluyente em relação ao mês de novembro, o sistema permaneceu instável. Houve decréscimo na eficiência de remoção de DQO e pelo aumento na DQO do efluente final da ETE Canoas – CORSAN, devido ao carreamento dos flocos não sedimentados do DS, possivelmente em consequência das cargas de choque orgânicas. Desta forma, até o final do período estudado, apenas 50% os efluentes lançados no corpo receptor estavam atendendo a Licença de Operação em relação a este parâmetro.

c) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

Na Tabela 6.5, é apresentada a variação mensal da carga de DBO_5 na mistura afluyente e a concentração da DBO_5 no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Tabela 6.5: Variação mensal da DBO₅ na mistura afluente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	Mistura Afluente (A)			Efluente Final (C)	
	DBO ₅ (mg/L O ₂)	Carga (kg DBO ₅ /dia)		DBO ₅ (mg/L O ₂)	
		Média	Média ± Desv pad	Faixa de variação	Média ± Desv pad
jan/09	141	662 ± 172	469 a 797	8,3 ± 5,1	2,0 a 14
fev/09	110	558 ± 270	274 a 812	8,7 ± 2,3	6,0 a 10
mar/09	115	662 ± 204	518 a 806	6,7 ± 3,2	3,0 a 9,0
abr/09	189	840 ± 422	466 a 1.390	9,3 ± 3,9	6,0 a 15
mai/09	198	773 ± 403	312 a 1.298	8,0 ± 2,2	6,0 a 11
jun/09	115	536 ± 0	536 a 536	6,5 ± 6,4	2,0 a 11
jul/09	105	492 ± 122	367 a 659	8,0 ± 6,4	2,0 a 14
ago/09	112	688 ± 538	122 a 1.194	2,2 ± 1,8	0,5 a 4,0
set/09	137	917 ± 479	207 a 1.236	4,1 ± 3,2	0,5 a 8,0
out/09	127	720 ± 199	565 a 944	9,0 ± 7,9	3,0 a 18
nov/09	85	485 ± 169	313 a 654	4,8 ± 1,7	3,0 a 7,0
dez/09	159	863 ± 572	217 a 1.606	16 ± 6,6	9,3 a 24
jan/10	113	547 ± 132	468 a 700	16 ± 4,0	12 a 20
fev/10	127	836 ± 344	561 a 1.221	18 ± 3,1	17 a 21
mar/10	201	695 ± 459	363 a 1.355	24 ± 7,7	14 a 35
abr/10	240	1.068 ± 711	489 a 2.105	30 ± 16	10 a 48
mai/10	110	486 ± 195	264 a 630	31 ± 20	15 a 56
jun/10	129	635 ± 388	172 a 1.130	25 ± 18	12 a 50
jul/10	99	553 ± 154	420 a 756	6,3 ± 2,6	4,0 a 9,0
ago/10	175	816 ± 252	443 a 979	15 ± 6,2	4,0 a 23
2008	116	676 ± 454	Segurança 3.482	7,2 ± 2,9	LO < 40
2009	138	679 ± 444		7,7 ± 5,2	
2010	151	754 ± 499		21 ± 13	

Nota: os valores médios apresentados correspondem a um conjunto de 04 amostras/mês, equivalentes a 01 amostra/semana, durante o período monitorado.

Observou-se grande variação na carga de DBO₅ afluente, no período estudado. A carga máxima diária para o recebimento da DBO₅, calculada em função dos dados de projeto da ETE Canoas – CORSAN, é de 6.964 kg DBO₅/dia, e a carga de segurança, estimada em 50% deste valor (3.482 kg DBO₅/dia). Verificou-se que apesar da entrada de afluentes com cargas de DQO elevadas, próximas ou superiores ao limite de segurança estimado, a concentração de DBO₅ no afluente da estação é baixa, confirmando que a maior parte da matéria orgânica que entra no sistema é inerte.

Kurniawan *et al.* (2006) afirmam que o tratamento de lixiviados já estabilizados em sistemas de tratamento existentes na própria área do aterro, portanto, menos biodegradáveis, requerem uma etapa de tratamento preliminar para a remoção das substâncias refratárias, uma vez que os métodos biológicos não são capazes de remover a DQO residual. Neste sentido, Neczaj *et al.* (2008) verificaram que o tempo necessário para a adaptação da microbiota de RSB aos aumentos da carga orgânica, mesmo que diluídas em 25% de LAS em relação ao esgoto sanitário, foi duas vezes maior do que em reatores (RSB) operando apenas com esgotos sanitários. Além disso, foi relatada instabilidade na

qualidade do efluente final. De forma análoga, na ETE Canoas – CORSAN verificou-se que a maior parte da matéria orgânica afluyente ao sistema não é biodegradável, uma vez que é proveniente da entrada de LFS, já digeridos, e LAS pré-tratados. A etapa de tratamento preliminar, composta por sistema de gradeamento e desarenador, não tem sido capaz de remover o excesso de matéria orgânica principalmente porque as frações predominantes, no caso de LAS, são os sólidos dissolvidos fixos, conforme apresentado na seção 6.4. Estes sólidos estão sendo acumulados nos flocos do lodo, conforme verificado na Figura 6.2, e tem contribuído para a diminuição da relação SSV/SST no lodo biológico.

Na Figura 6.14 é apresentada a faixa de variação da DBO₅, em mg/L O₂, o limite de emissão determinado na LO da estação, bem como a eficiência média de remoção de DBO₅ no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, entre janeiro de 2009 e março de 2010.

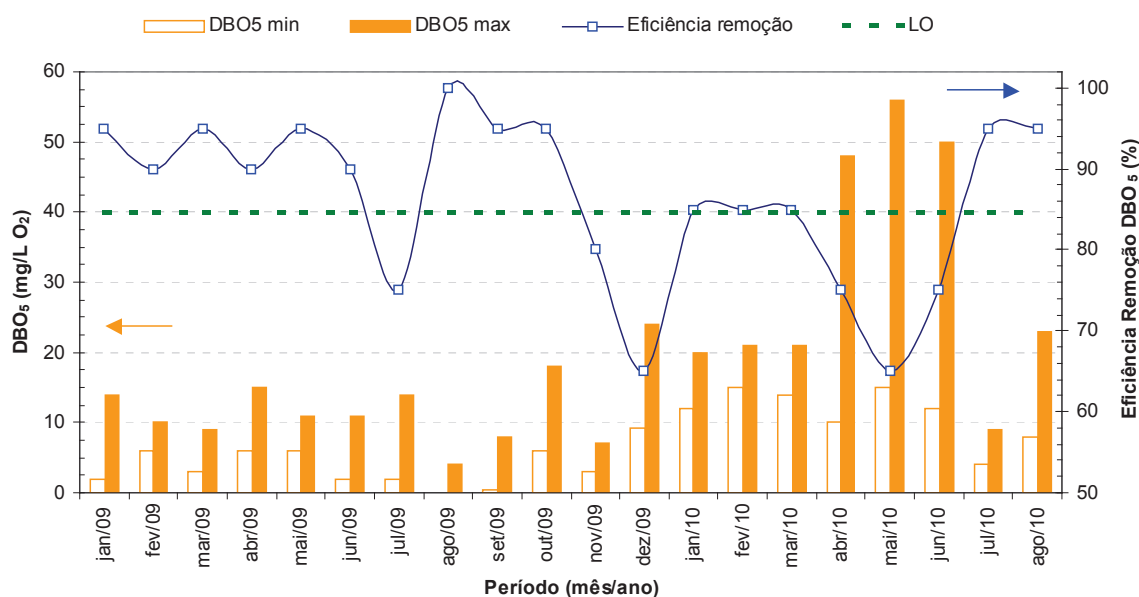


Figura 6.14: Variação da DBO₅, limite da licença de operação e eficiência média de remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que apesar da instabilidade apresentada pelo sistema, com perdas de biomassa em consequência de problemas de sedimentação, além da provável inibição da microbiota, causadas pela entrada de cargas de choque e modificações frequentes na composição da mistura afluyente; o percentual médio de remoção de DBO₅ foi superior a 60% em todo o período estudado. Na Figura 6.15 observa-se o desempenho da ETE

Canoas – CORSAN em relação ao cumprimento da LO, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

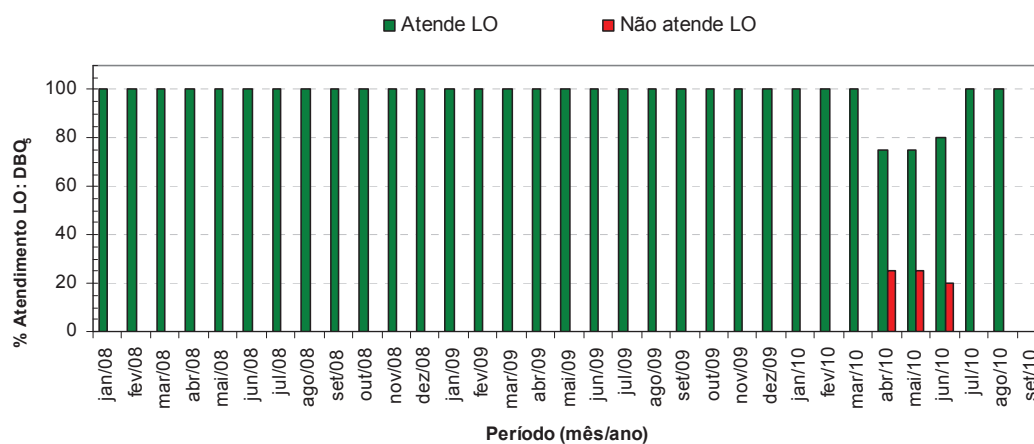


Figura 6.15: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para DBO₅, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

Verificou-se que, apesar da ETE Canoas – CORSAN apresentar boa remoção de DBO₅, entre os meses de abril e junho de 2010 a DBO₅ do efluente final atingiu valores acima de 40 mg/L, limite fixado pela LO. Acredita-se que este comportamento esteja relacionado ao aumento do percentual de contribuição dos LFS na carga orgânica afluyente, conforme será demonstrado na seção 5.

d) Remoção de Fósforo Total (P_{total})

Na Tabela 6.6 é apresentada a variação mensal da carga de P_{total} na mistura afluyente e a concentração de P_{total} no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Tabela 6.6: Variação mensal do P_{total} na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	Mistura Afluente (A)			Efluente Final (C)	
	P_{total} (mg/L)	Carga (kg P_{total} /dia)		P_{total} (mg/L)	
	Média	Média \pm Desv pad	Faixa de variação	Média \pm Desv pad	Faixa de variação
jan/09	4,1	19 \pm 3,3	17 a 24	1,1 \pm 0,7	0,1 a 1,8
fev/09	4,8	24 \pm 6,7	20 a 34	1,5 \pm 0,2	1,2 a 1,7
mar/09	4,1	24 \pm 7,2	16 a 29	1,2 \pm 0,4	0,7 a 1,5
abr/09	5,5	25 \pm 10	17 a 43	1,7 \pm 0,1	1,6 a 1,8
mai/09	7,5	29 \pm 14	14 a 47	1,5 \pm 0,2	1,3 a 1,8
jun/09	4,8	22 \pm 8,9	13 a 31	1,6 \pm 0,2	1,4 a 1,7
jul/09	4,3	20 \pm 5,1	14 a 26	1,3 \pm 0,1	1,1 a 1,5
ago/09	4,3	26 \pm 14	9,8 a 45	0,9 \pm 0,4	0,6 a 1,5
set/09	4,1	27 \pm 6,4	16 a 31	0,9 \pm 0,3	0,6 a 1,3
out/09	4,2	24 \pm 7,1	15 a 31	0,9 \pm 0,2	0,7 a 1,1
nov/09	7,6	43 \pm 45	4,0 a 108	5,0 \pm 8,0	0,8 a 17
dez/09	5,2	28 \pm 12	18 a 45	1,7 \pm 0,4	1,2 a 2,1
jan/10	5,3	25 \pm 4,4	21 a 30	4,8 \pm 1,1	3,6 a 5,8
fev/10	5,8	39 \pm 14	28 a 55	4,8 \pm 1,8	5,0 a 6,1
mar/10	7,4	26 \pm 13	15 a 45	6,9 \pm 3,8	2,8 a 12
abr/10	4,9	22 \pm 2,4	19 a 25	4,1 \pm 1,5	2,7 a 5,5
mai/10	3,4	15 \pm 5,9	9,3 a 21	2,3 \pm 0,6	1,5 a 2,8
jun/10	5,1	25 \pm 10	12 a 38	5,1 \pm 3,0	2,3 a 9,9
jul/10	4,7	26 \pm 1,9	24 a 27	1,5 \pm 0,6	0,9 a 2,4
ago/10	6,7	31 \pm 4,3	25 a 35	1,5 \pm 1,1	0,9 a 2,9
2008	4,5	26 \pm 10	Segurança na	1,3 \pm 0,4	LO < 1 ou 75% E
2009	5,0	28 \pm 18		1,6 \pm 2,3	
2010	5,4	27 \pm 12		4,0 \pm 2,7	

Nota: os valores médios apresentados correspondem a um conjunto de 04 amostras/mês, equivalentes a 01 amostra/semana, durante o período monitorado. (na) não analisado.

Observou-se que, durante o período estudado, a concentração de P_{total} esteve dentro da concentração média esperada para esgotos sanitários, apesar da entrada das cargas externas.

Nas Figuras 6.16 e 6.17 estão representadas as variações da concentração de P_{total} na *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B) e na zona aeróbia (ponto B1), bem como a sua relação com a concentração de SST, no mesmo período.

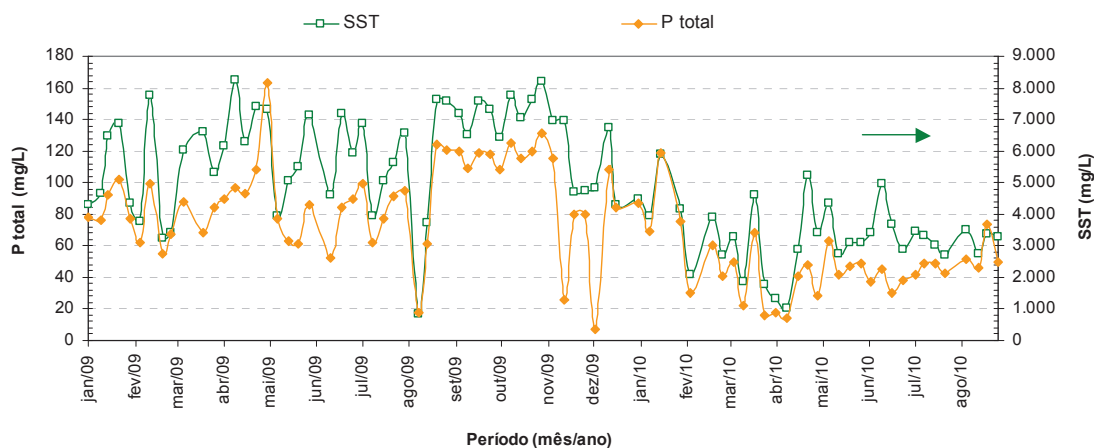


Figura 6.16: Variação da concentração de P_{total} no lodo biológico anóxico em comparação com a concentração de SST no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

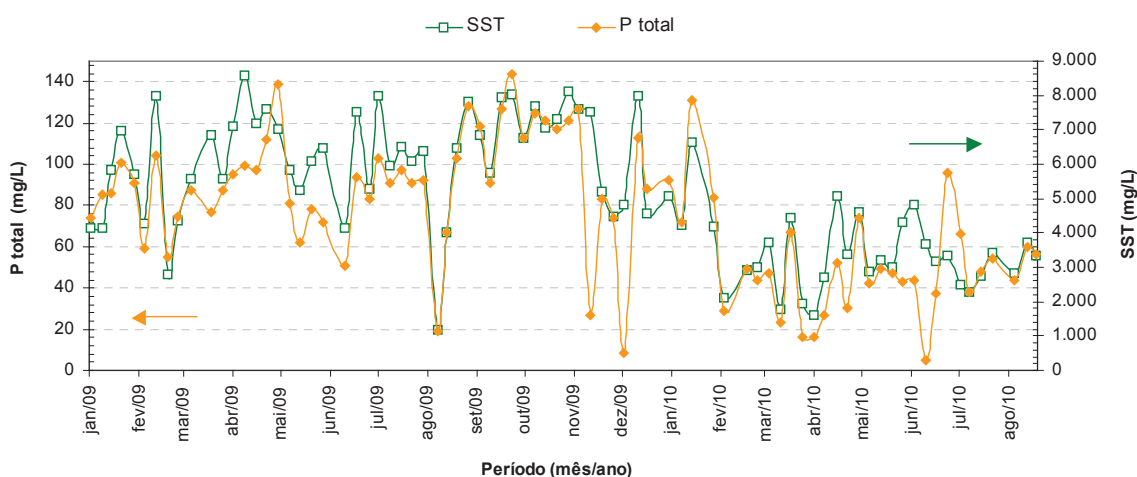


Figura 6.17: Variação da concentração de P_{total} no lodo biológico aeróbio em comparação com a concentração de SST no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Observou-se que a concentração de P_{total} no RSB representou 1% a 2% da fração de SST do *mixed liquor*, tanto na biomassa da pseudozona anóxica como na zona aeróbia. Este percentual encontra-se dentro da faixa típica de fósforo, encontrada em tratamentos de lodos ativados com bactérias heterotróficas presentes que, segundo Metcalf & Eddy (2003), é de 1,5% a 2%. Conforme Henrique *et al.* (2010), a concentração de sólidos suspensos no *mixed liquor* é uma medida bruta para caracterizar a concentração de bactérias envolvidas no processo, uma vez que um aumento na concentração de SST teoricamente causará um aumento na mesma proporção nas eficiências de remoção de DQO e nutrientes.

Henrique *et al.* (2010) analisaram o comportamento de três reatores, operando em bateladas seqüenciais, com diferentes tempos de retenção celular, utilizando esgoto sintético e esgoto bruto, e verificaram que a diminuição da concentração de SSV no *mixed liquor* esteve relacionada com a fração de lodo de descarte. Segundo o autor, a geração de novas bactérias poli-P foi inferior à retirada de biomassa do reator, durante o descarte de lodo, causando decaimento celular. Como consequência, houve diminuição da eficiência de remoção biológica de fósforo. O mesmo efeito foi verificado na ETE Canoas – CORSAN, especialmente a partir de novembro de 2009, quando a diminuição da biomassa, possivelmente em consequência de *bulking*, coincidiu com o decréscimo da eficiência de remoção de P_{total} (Figura 6.18).

Conforme Van Haandel *et al.* (2009b), se não houverem perdas excessivas de sólidos no sistema de lodos ativados haverá mineralização de quase todo o fósforo orgânico e, conseqüentemente, o fosfato irá predominar no efluente. Segundo Dummer (2008), a concentração de fósforo no *mixed liquor* é muito maior do que aquela encontrada no afluente, o que se verificou também na ETE Canoas – CORSAN. Entre os meses de janeiro a julho de 2009 a concentração de P_{total} variou entre 55 e 163 mg/L, no *mixed liquor* da pseudozona anóxica, e 55 a 139 mg/L na zona aeróbia. No mês de agosto de 2009, após o carreamento da biomassa para o decantador secundário, também a concentração de P_{total} teve uma diminuição brusca no reator biológico, assim como no mês de abril de 2010; comprovando que a maior parte do P_{total} encontra-se acumulado nos flocos do lodo. Observou-se ainda que, na pseudozona anóxica houve maior disponibilidade de P_{total} , possivelmente devido à liberação do fosfato, pelas bactérias poli-P. Faria *et al.* (2006) e Dummer (2008) afirmam que, se a DQO for limitante e o percentual de fósforo nos SSV alto, o sistema biológico será dominado pelas bactérias poli-P.

Brdjanovic *et al.* (1998) utilizaram um RSB para testar o tempo mínimo de retenção celular em sistemas de remoção biológica de fósforo e concluíram que o processo não está limitado pela idade mínima do lodo, resultado de uma taxa máxima de crescimento dos organismos. Segundo os autores, o tempo de retenção celular da fase aeróbia dever ser suficientemente longo para oxidar a quantidade de polihidroxialcanoatos (PHA) armazenada na fase anaeróbia. Na ETE Canoas – CORSAN, a fração volátil do lodo é reduzida pela entrada de efluentes externos já estabilizados e com grandes concentrações de sólidos, como os LAS e LFS, que possuem altos teores de materiais

inertes. Com isso, há menos matéria orgânica biodegradável prontamente disponível para as bactérias poli-P, havendo a necessidade de aumentar o tempo de retenção celular para que a oxidação da matéria orgânica e a remoção de nutrientes ocorram. Segundo Henrique *et al.* (2010) a liberação de fósforo na zona anaeróbia depende da concentração da DQO no afluente, podendo haver a competição pelo substrato solúvel no processo de desnitrificação.

Na Figura 6.18 são apresentadas as concentrações de P_{total} na mistura afluente e no efluente do tanque de aeração (B2), mg/L, bem como a eficiência média de remoção de P_{total} no período estudado. As setas indicam o sentido do eixo a ser observado.

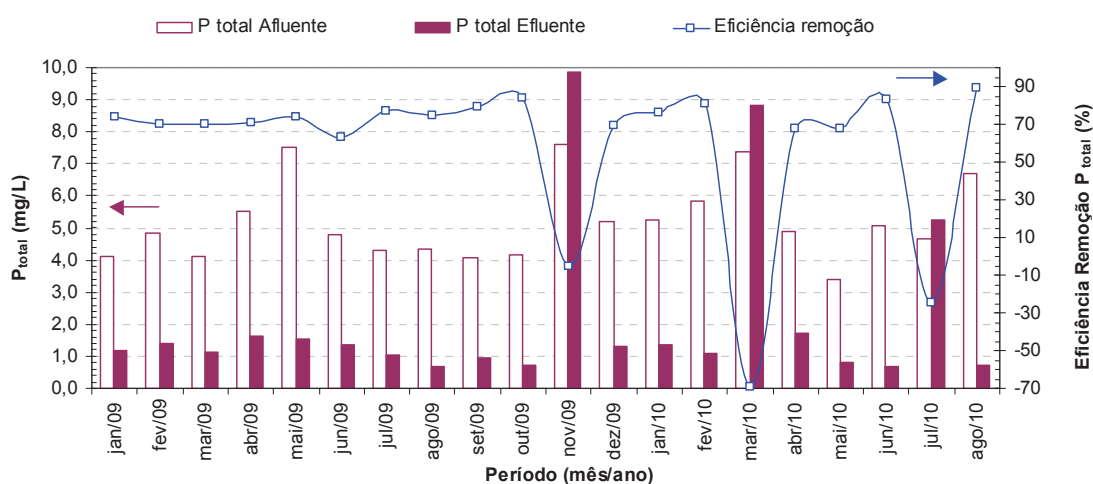


Figura 6.18: Concentração de P_{total} e eficiência remoção no efluente do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que entre os meses de janeiro a outubro de 2009, a concentração de P_{total} no ponto (B2) manteve-se abaixo de 2,0 mg/L, enquanto a eficiência de remoção permaneceu acima de 60%. No entanto, nos meses de novembro de 2009, março e julho de 2010, houve picos de remoção negativa, com conseqüente aumento na concentração de P_{total} no efluente do TA, enviado para o DS, conforme a Figura 6.18. Acredita-se que este aumento do P_{total} possa estar relacionado tanto à entrada de concentrações afluentes mais elevadas (conforme Tabela 6.6), quanto ao carregamento de sólidos, contendo o P adsorvido, do TA, em conseqüência dos desequilíbrios causados na biomassa pela entrada destes afluentes concentrados.

Akin e Ugurlu (2004) estudaram o efeito de uma zona anóxica na remoção biológica de fósforo em RSB, operado com tempo de retenção celular de 25 dias, com biomassa de 4.000 mg/L SST, tratando esgoto sintético com 400 mg/L DQO, 21 mg/L P_{total} e 53 mg/L $N-NH_4^+$. Os autores verificaram que houve competição pelos substratos

entre as bactérias desnitrificantes e os OAP, causando a diminuição nas taxas de desnitrificação, e que a maior remoção da DQO ocorreu na zona anóxica. Observaram ainda que o aumento da etapa de sedimentação durante o ciclo da batelada refletiu no aumento da remoção de P_{total} , possivelmente em consequência de endogenia. Foram obtidas remoções de 80% de P_{total} , 98% $N-NH_4^+$ e 97% de DQO. Zou *et al.* (2006) verificaram que, em presença do nitrato, parte da DQO afluyente é utilizada para a desnitrificação, resultando na diminuição da remoção biológica de fósforo no RSB. No entanto, os autores verificaram que o nitrato presente na fase aeróbia favoreceu nas remoções de fósforo e nitrato. Os autores encontraram remoção de 96% de fósforo na zona aeróbia e, apenas 87% de remoção na zona anóxica.

A instabilidade dos valores de remoção de P_{total} encontrados na ETE Canoas – CORSAN no período estudado, especialmente a partir de novembro de 2009, demonstram que a pseudozona anóxica não está tendo o resultado esperado. Para que a zona anóxica ocorresse, seria necessária além da ausência de oxigênio, a presença de nitratos e sulfatos, entrando no sistema através da recirculação de lodo. Além da recirculação não estar ocorrendo, a necessidade de manobras na operação do sistema quando há aumento brusco de vazão, devido a chuvas, por exemplo (Figura 6.26), faz com que a zona anóxica seja suprimida. Quando o sistema passa a operar em fluxo contínuo, ocorrem alterações na comunidade bacteriana presente que, por não estar adaptada às condições aeróbias, necessita de um tempo maior para se adaptar as novas condições operacionais. A diminuição das taxas de metabolismo bacteriano resulta em decréscimo da eficiência de remoção.

A faixa de variação de P_{total} , em mg/L, no efluente final da ETE Canoas – CORSAN (ponto C), os limites de emissão determinados na LO, em concentração e eficiência, bem como a eficiência média de remoção de P_{total} no período estudado estão apresentados na Figura 6.19.

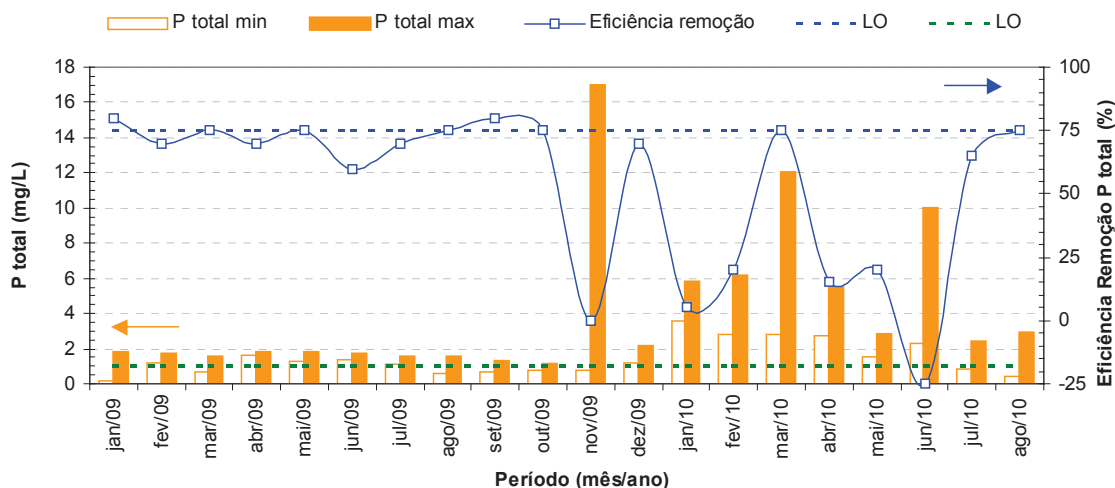


Figura 6.19: Variação da concentração de P_{Total} , limites da LO e eficiência média de remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que, entre os meses de janeiro e outubro de 2009 os efluentes lançados no Canal Rio Branco não ultrapassavam 2 mg/L de P_{total} , e em algumas ocasiões, a ETE conseguiu atingir 75% de eficiência, valor requerido na LO. No entanto, conforme se verifica na Figura 6.20, a ETE Canoas – CORSAN não foi capaz de atingir os limites estabelecidos na LO para este parâmetro em vários momentos, ao longo do período estudado, especialmente nos primeiros meses do ano.

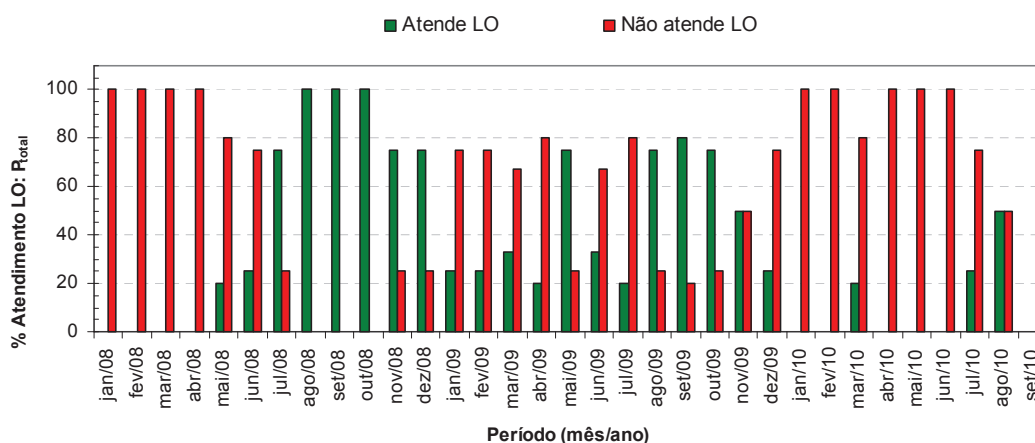


Figura 6.20: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para P_{total} , no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

Acredita-se que a biomassa tenha sofrido o efeito do aumento das temperaturas, o que, segundo Santos (2005), diminui a idade de lodo mínima para a nitrificação, e tem como resultado o excesso de nitrato no *mixed liquor* e os problemas de desnitrificação

indesejada. Desta forma, houve a ocorrência de “*bulking*” e perda da qualidade do efluente final, devido ao carreamento de sólidos do decantador secundário, aumentando a concentração de P_{total} .

Segundo a resolução CONSEMA 128/2006, na qual se baseia a licença de operação da ETE Canoas, para vazões acima de 10.000 m³/dia, o limite de emissão de P_{total} é 1 mg/L. No entanto, se fosse avaliada a vazão real de operação da ETE, que no período estudado manteve-se em torno de 5.000 m³/dia, esse limite seria de 2 mg/L P_{total} e teria sido atingido em praticamente todo o ano de 2009. Além disso, no período de janeiro a outubro de 2009, a eficiência de remoção de P_{total} variou entre 60% e 80%, superando a faixa percentual esperada no projeto da estação, 10% a 30% (Tabela 5.2); e para os sistemas de lodos ativados, 10% a 20% (Tabela 3.6). Desta forma, pode-se afirmar que o sistema combinado, se bem operado, pode ser uma alternativa eficiente para a remoção de nutrientes

Nos meses de novembro e dezembro de 2009 foi observado um aumento de 130% na carga afluyente de P_{total} . Este impacto não foi absorvido pelo sistema, consistindo numa carga de choque, e acabou refletindo num grande aumento da concentração de P_{total} do efluente final e numa queda brusca na eficiência de remoção, que foi negativa. Acredita-se que, a partir de dezembro de 2009, o aumento nas concentrações de P_{total} no efluente final esteja associado ao carreamento de flocos do decantador secundário, contendo o fósforo adsorvido, como consequência da desestabilização da microbiota, possivelmente causada pelo aumento da temperatura e pelas altas cargas orgânicas e nitrogenadas afluentes ao sistema da ETE Canoas – CORSAN.

e) Remoção de Nitrogênio Amoniacoal ($N-NH_4^+$)

Na Tabela 6.7 é apresentada a variação mensal da carga de $N-NH_4^+$ na mistura afluyente e a concentração de $N-NH_4^+$ no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Tabela 6.7: Variação mensal do $N-NH_4^+$ na mistura afluyente e no efluente final da ETE Canoas – CORSAN entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	Mistura Afluente (A)			Efluente Final (C)	
	N- NH_4^+ (mg/L)	Carga (kg N- NH_4^+ /dia)		N- NH_4^+ (mg/L)	
	Média	Média ± Desv pad	Faixa de variação	Média ± Desv pad	Faixa de variação
jan/09	79	371 ± 434	98 a 1.017	10 ± 8,7	1,3 a 22
fev/09	65	329 ± 206	152 a 624	2,7 ± 2,6	0,4 a 5,7
mar/09	53	305 ± 359	86 a 720	12 ± 4,7	6,7 a 16
abr/09	105	468 ± 232	235 a 839	6,8 ± 4,1	0,8 a 10
mai/09	222	864 ± 320	390 a 1.072	17 ± 9,7	7,8 a 27
jun/09	113	525 ± 509	149 a 1.104	19 ± 9,1	8,2 a 24
jul/09	98	459 ± 461	160 a 1.270	18 ± 15	0,5 a 37
ago/09	83	505 ± 544	80 a 1.292	24 ± 8,8	11 a 31
set/09	31	206 ± 100	134 a 374	16 ± 6,6	6,4 a 24
out/09	45	251 ± 193	113 a 537	10 ± 7,3	2,5 a 18
nov/09	29	163 ± 93	26 a 233	20 ± 29	0,9 a 63
dez/09	72	391 ± 204	109 a 581	13 ± 6,5	5,5 a 19
jan/10	97	468 ± 77	391 a 546	16 ± 3,6	15 a 20
fev/10	61	400 ± 328	198 a 779	11 ± 5,4	13 a 15
mar/10	156	538 ± 411	159 a 1.203	11 ± 7,4	4,1 a 18
abr/10	47	208 ± 152	98 a 432	27 ± 19	21 a 54
mai/10	108	475 ± 292	150 a 749	5,9 ± 4,9	0,1 a 11
jun/10	88	430 ± 211	142 a 673	3,6 ± 5,3	0,7 a 13
jul/10	101	565 ± 492	168 a 1.193	3,0 ± 2,1	0,4 a 5,0
ago/10	192	896 ± 1.022	252 a 2.410	12 ± 13	3,9 a 30
2008	62	359 ± 397	Segurança 337	4,9 ± 4,6	LO
2009	82	475 ± 497		14 ± 12	< 20
2010	111	596 ± 603		11 ± 11	

Nota: os valores médios apresentados correspondem a um conjunto de 04 amostras/mês, equivalentes a 01 amostra/semana, durante o período monitorado.

Observou-se grande variação na carga de $N-NH_4^+$ afluyente, no período estudado. A carga máxima diária para o recebimento de $N-NH_4^+$, calculada em função dos dados de projeto da ETE Canoas – CORSAN, é de 674 kg $N-NH_4^+$ /dia, e a carga de segurança, estimada em 50% deste valor, é 337 kg $N-NH_4^+$ /dia. Verificou-se que a carga média mensal de $N-NH_4^+$ ultrapassou o limite de segurança estimado na maioria dos meses, neste mesmo período. Constatou-se ainda que, no mês de agosto de 2010, a carga máxima de $N-NH_4^+$ ultrapassou mais de sete vezes a carga de segurança, trazendo instabilidade para o sistema de tratamento.

Ganigué *et al.* (2007), estudando o comportamento de RSB operado com LAS contendo altas concentrações de amônia, observaram que houve diminuição do percentual de oxidação de amônia quando a carga nitrogenada afluyente aumentou bruscamente. Os autores verificaram, ainda, que após a estabilização da concentração afluyente, o sistema recuperou seu desempenho anterior à entrada das cargas de choque. Este efeito foi relatado como consequência da resposta lenta das bactérias oxidantes de amônia ao aumento da

carga nitrogenada. A amônia livre é o substrato das bactérias oxidantes de amônia, mas quando em concentrações muito elevadas, pode inibir sua atividade (GANIGUÉ *et al.*, 2007). Segundo Sant'Anna Jr (2010), não há consenso a respeito da concentração de amônia livre capaz de causar a inibição dos organismos envolvidos na nitratação. Contudo, Anthonisen *et al.* (1976) apud Sant'Anna Jr (2010), afirmam que estas concentrações podem variar entre 0,1 e 1,0 mg/L de NH_3 , enquanto Mauret *et al.* (1996) apud Sant'Anna Jr (2010) apresentam valores um pouco mais elevados, entre 6,6 e 8,9 mg/L de NH_3 .

Neczaj *et al.* (2008), estudando o tratamento combinado de esgoto sanitário e LAS verificaram que, a concentração de NTK no efluente final do reator com tratamento combinado foi duas vezes superior ao de um RSB tratando apenas esgoto sanitário. Os autores atribuíram a elevação das concentrações de NTK no efluente final às altas concentrações de amônia trazidas pelos LAS. Ganigué *et al.* (2007), também afirmam que o tratamento de LAS por sistemas biológicos tradicionais é dificultado pelas altas concentrações de amônia e a baixa biodegradabilidade da matéria orgânica presentes no LAS, uma vez que estes sistemas não são capazes de remover a DQO residual. Desta forma, acredita-se que as elevadas cargas nitrogenadas, observadas na Tabela 6.7, que entram no sistema de forma pontual, trazidas pelos efluentes externos (LAS, ESQ, LFS), estejam causando a inibição dos metabolismos das bactérias nitrificantes, causando a degradação do efluente final da ETE, pelo aumento da concentração de N-NH_4^+ nestes efluentes.

Nas Figuras 6.21 e 6.22 verifica-se a variação da concentração de N-NH_4^+ no *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B), e na zona aeróbia (ponto B1), bem como a sua relação com a temperatura ambiente, no mesmo período.

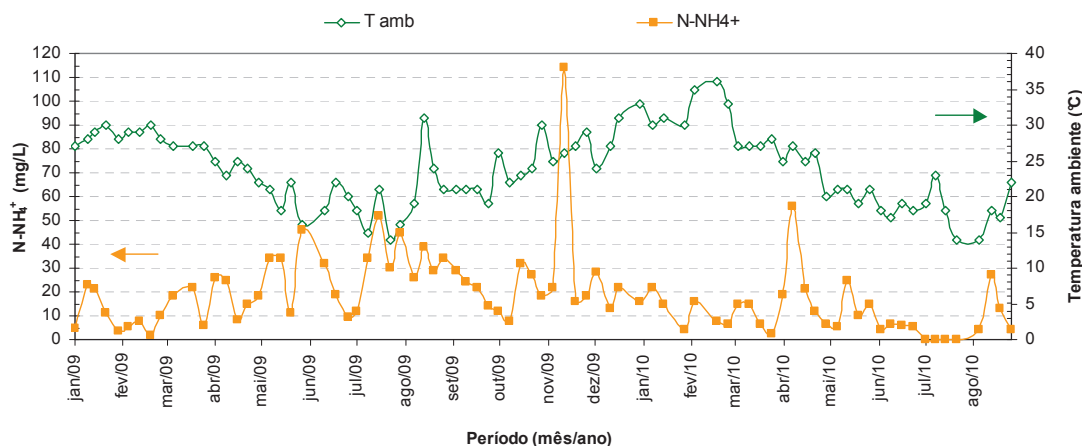


Figura 6.21: Variação da concentração de N-NH_4^+ no *mixed liquor* da pseudozona anóxica em comparação com a temperatura ambiente no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

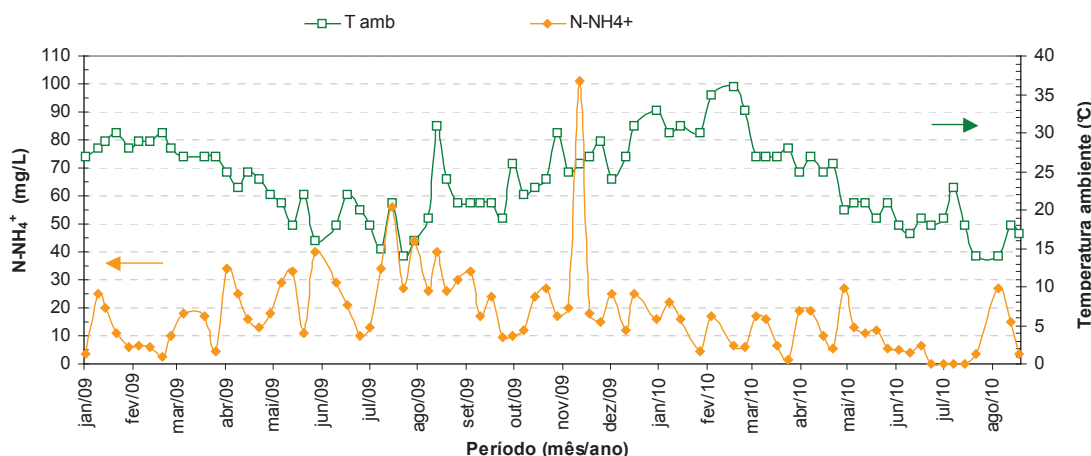


Figura 6.22: Variação da concentração de N-NH_4^+ no *mixed liquor* da zona aeróbia em comparação com a temperatura ambiente no tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Observou-se que a temperatura ambiente foi inversamente proporcional à concentração de N-NH_4^+ presente no lodo biológico. Acredita-se que o aumento da temperatura externa tenha favorecido a ocorrência da nitrificação e pré-desnitrificação no reator, reduzindo a concentração de N-NH_4^+ no lodo. Jordão & Pessoa (2009), afirmam que a temperatura afeta diretamente as taxas de desnitrificação, especialmente na faixa de 5°C a 35°C. Segundo os autores, em temperaturas menores que 5°C ocorre a nitrificação incompleta, com o conseqüente aumento da produção de nitrito pelas *Nitrosomonas*, de forma a exceder a taxa de oxidação das *Nitrobacter*. Desta forma, o nitrito passa a exercer a função de inibidor do processo de nitrificação.

Santos (2005) verificou que a diminuição de 8°C da temperatura média do *mixed liquor*, em 50 dias, incidiu diretamente no metabolismo bacteriano em sistema de lodos ativados operando em bateladas, tratando esgotos sanitários. O autor observou que a queda no grau de agitação das moléculas fez com que fosse reduzido o contato entre os microrganismos e os compostos orgânicos biodegradáveis, fazendo com que houvesse diminuição da eficiência, com decréscimo nas taxas de crescimento da biomassa, na oxidação de compostos orgânicos e na nitrificação, até que houvesse a aclimação da biomassa às novas temperaturas. Da mesma forma, Alleman (1984) apud Santos (2005), observou que as *Nitrobacter* são mais sensíveis às concentrações de oxigênio e temperaturas baixas do que as *Nitrosomonas* e, que a velocidade do processo de nitrificação é bem mais elevada em climas quentes.

Nas Figuras 6.21 e 6.22, verificou-se um pico na concentração de N-NH_4^+ no mês de novembro de 2009. Acredita-se que evento tenha sido efeito a descarga pontual de 15 m³ de LFS de origem industrial, com concentração de 53.600 mg/L DQO, além da presença provável de metais, causando a inibição da nitrificação e refletindo no aumento da concentração de N-NH_4^+ na biomassa (114 mg/L N-NH_4^+ na pseudozona anóxica e 101 mg/L N-NH_4^+ na zona aeróbia). Concentrações elevadas de amônia causam a inibição das *Nitrobacter* (SANTOS, 2005). Além disso, segundo Van Haandel *et al.* (2009a), as bactérias nitrificantes são muito sensíveis à presença de materiais tóxicos, o que proporciona redução na velocidade das reações de nitrificação, e conseqüentemente, na oxidação do nitrogênio amoniacal.

Na Figura 6.23 é apresentada a concentração de N-NH_4^+ , em mg/L, na mistura afluyente e no efluente do tanque de aeração (ponto B2), bem como a eficiência média de remoção de N-NH_4^+ , no período estudado. No mês de julho de 2010 não foi monitorado o nitrogênio amoniacal do ponto B2.

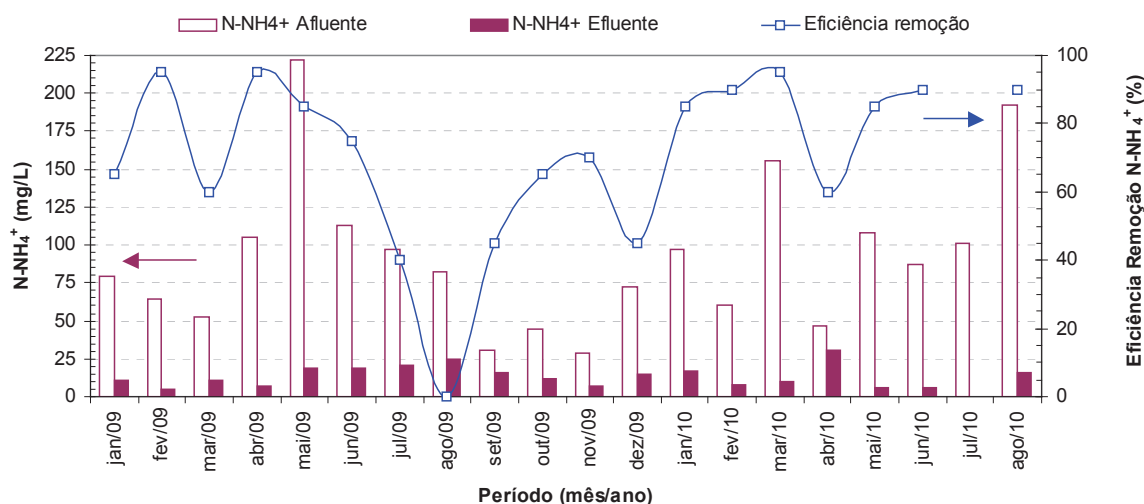


Figura 6.23: Variação da concentração de N-NH_4^+ e eficiência média de remoção no efluente do tanque de aeração da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Observou-se na Tabela 6.7 que, a partir de maio de 2009 houve um aumento das concentrações de N-NH_4^+ afluente. Na Figura 6.23 verifica-se que houve uma queda brusca na eficiência de remoção de N-NH_4^+ no efluente do TA, que passou de 95% em abril, para 0% em agosto de 2009. Acredita-se que, a diminuição de 10°C na temperatura ambiente em aproximadamente 60 dias, aliada ao aumento da carga orgânica aplicada – carga esta contendo baixa concentração de matéria orgânica biodegradável, possivelmente tenha causado a desestabilização do sistema e inibição da nitrificação, com conseqüente aumento da concentração de N-NH_4^+ no efluente final. Estes efeitos também se refletiram no aumento das medidas de IVL (287 mL/g) e na relação A/M ($0,82 \text{ d}^{-1}$), conforme Figuras 6.31 e 6.32, da seção 6.3.

Neczaj *et al.* (2008), verificaram que a remoção de nitrogênio com carga orgânica afluente de $1,2 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$ foi 25% maior do que quando a carga orgânica afluente foi de $0,9 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$. Entretanto, os autores observaram a diminuição das eficiências de remoção de DBO_5 e DQO do sistema.

Çeçen & Aktas (2001) verificaram que a adição de 20% de LAS ao esgoto sanitário para tratamento combinado, trouxe não só o aumento da matéria orgânica, mas também da carga nitrogenada e de um alto nível de substâncias tóxicas e inibitórias, aumentando significativamente a DQO residual. Estas informações nos levam a crer que o mesmo efeito ocorreu na ETE Canoas – CORSAN no mês de abril de 2010, quando foi observada uma queda de eficiência. Este efeito possivelmente foi reflexo da desestabilização do sistema provocada pela carga nitrogenada excessiva recebida no mês de março (cerca de

seis vezes maior que a carga de segurança calculada), assim como no mês de agosto, quando a carga nitrogenada média afluyente ultrapassou 2,5 vezes o valor de segurança.

Na Figura 6.24 é apresentada a faixa de variação de N-NH_4^+ , em mg/L, no efluente final da ETE (ponto C), o limite de emissão estabelecido na LO, bem como a eficiência média de remoção de N-NH_4^+ , no período estudado.

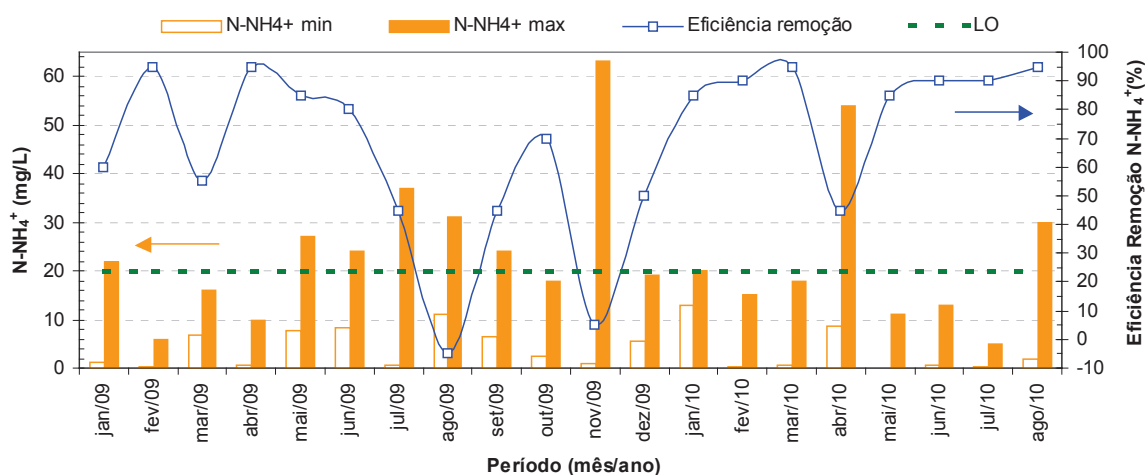


Figura 6.24: Variação da concentração de N-NH_4^+ , limites da licença de operação e eficiência média de remoção no efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que houve grande variação na eficiência de remoção de N-NH_4^+ no efluente final da ETE Canoas – CORSAN. É possível que a variação das temperaturas, aliada à entrada de elevadas cargas orgânicas e nitrogenadas, de forma pontual, conforme demonstrado na Tabela 6.7, seja a causa da instabilidade e desestabilização do sistema ocorrida em vários momentos, ao longo do período estudado, tendo como consequência o aumento das concentrações de SST, DBO_5 , DQO e N-NH_4^+ no efluente final e o descumprimento da LO, conforme se observa na Figura 6.25.

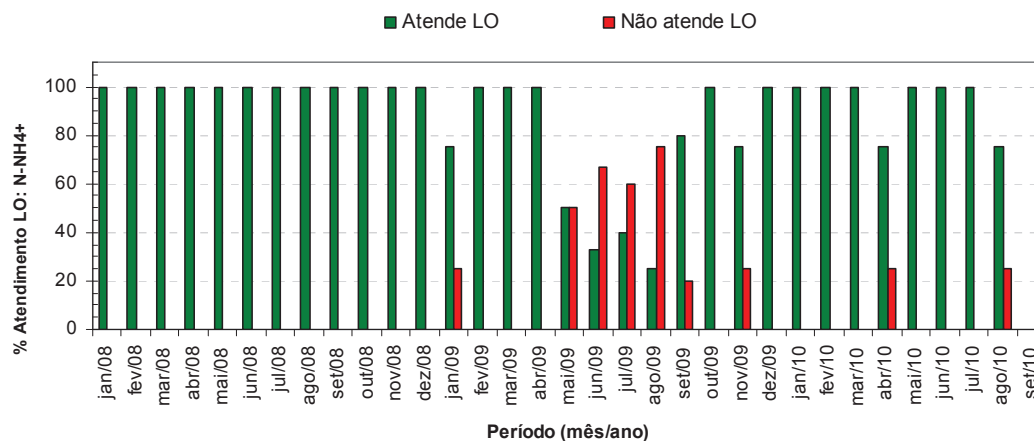


Figura 6.25: Evolução da ETE Canoas – CORSAN em relação ao atendimento da Licença de Operação para $N-NH_4^+$, no período de janeiro de 2008 a agosto de 2010.

Contudo, verifica-se que a concentração de $N-NH_4^+$ no efluente final esteve dentro do limite estabelecido pela LO na maioria dos meses, ao longo do período estudado.

6.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS DE CONTROLE DO PROCESSO DA ETE CANOAS – CORSAN

Como forma de controle do processo da ETE Canoas – CORSAN, foram monitorados os seguintes parâmetros: vazão de entrada, temperatura, pH, OD, SSed e sedimentabilidade do lodo.

a) Monitoramento da Vazão de Entrada na ETE Canoas – CORSAN

Foram feitas anotações diárias da vazão mínima e máxima no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, e os resultados encontram-se representados na Figura 6.26.

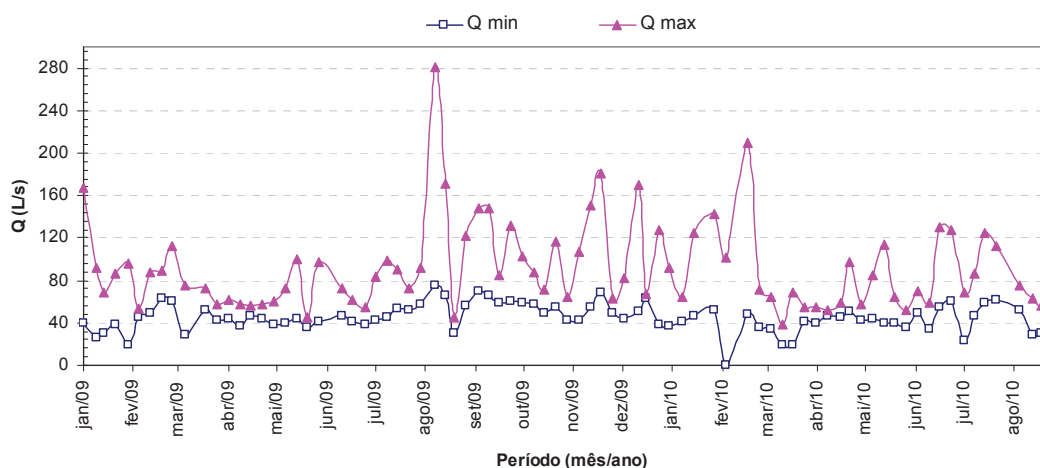


Figura 6.26: Variação da vazão de entrada no sistema da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Observou-se que a vazão média de entrada da ETE foi 70 L/s, entre os meses de janeiro e julho de 2009, apresentando variações, conforme representado na Figura 6.26. No entanto, nos períodos chuvosos houve um aumento da vazão, especialmente entre os meses de agosto e novembro de 2009, quando a vazão atingiu 280 L/s. Em fevereiro de 2010, um problema operacional manteve a ETE parada por 48 horas e na semana seguinte, a forte chuva fez sua vazão alcançar 210 L/s.

Os picos de vazão tornam impossível a operação do sistema por bateladas, forçando a operação contínua. Quando isto ocorre, todos os aeradores são ligados, havendo a supressão da pseudozona anóxica. Santos (2005) verificou que houve mudanças na estrutura dos flocos em função de mudanças operacionais em RSB tratando esgotos domésticos. Segundo o autor, o acréscimo da fase anóxica no ciclo operacional e alteração na idade do lodo fez com que houvesse diminuição da eficiência do sistema até que houvesse quantidade suficiente de microrganismos adaptados à nova condição operacional, fazendo com que a qualidade dos flocos formados diminuísse, tornando-os mais dispersos no *mixed liquor*. De forma análoga, pode-se inferir que na ETE Canoas, ao suprimir a pseudozona anóxica, ocorreu alteração dos processos metabólicos dentro do reator biológico, havendo conseqüentemente interferência na qualidade do tratamento dos efluentes.

No mês de agosto de 2009, após um pico de vazão, grande parte da biomassa foi carregada para o decantador secundário, fazendo com que a concentração de SST do reator biológico caísse de 6.600 g/m³ para 800 g/m³. Como conseqüência, a eficiência de remoção da ETE foi diminuída especialmente no parâmetro de N-NH₄⁺, possivelmente

pela ausência da pseudozona anóxica, onde ocorre a pré-desnitrificação, associada às baixas temperaturas, havendo decréscimo das taxas de metabolismo das bactérias nitrificantes e, fazendo com que o efluente enviado para o DS tivesse concentrações mais elevadas de N-NH_4^+ .

b) Monitoramento da temperatura

Foram monitoradas: a temperatura ambiente (AR), do afluente (ponto A) e do efluente final (ponto C). Na Figura 6.27 são apresentadas as médias da temperatura ambiente, do afluente (ponto A) e efluente final (ponto C), entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

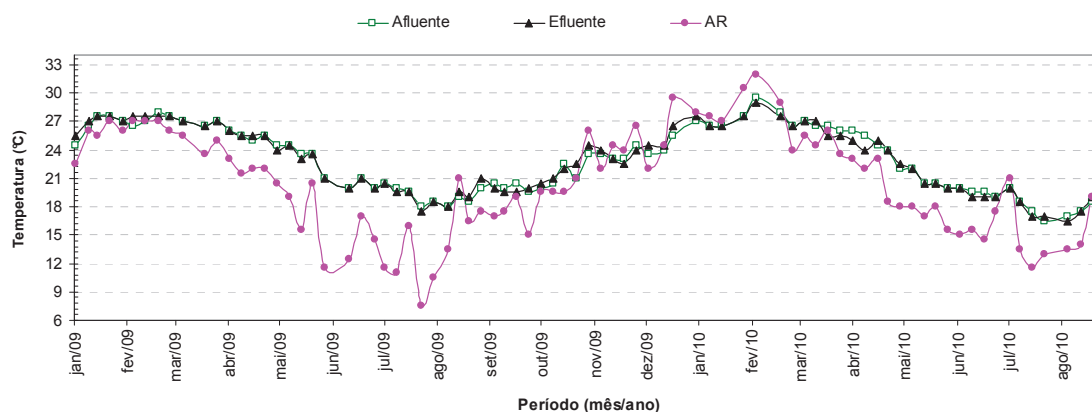


Figura 6.27: Temperaturas médias do ar atmosférico, afluente, e efluente final da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que houve variação de temperatura, de acordo com a estação do ano, tanto da temperatura ambiente como do sistema. No entanto, no afluente (ponto A) e efluente final (ponto C) não foram observadas temperaturas abaixo de 16°C nem acima de 30°C . Além disso, as temperaturas destes dois pontos mostraram-se bastante semelhantes durante todo o período estudado.

Segundo Tortora *et al.* (2008), a temperatura afeta o crescimento bacteriano e, conseqüentemente, a quantidade de substrato absorvido, modificando a eficiência do sistema biológico. Santos (2005) verificou que a biomassa do RSB foi atingida por efeitos da queda da temperatura média do reator, com a aproximação do inverno no Rio Grande do Sul, havendo a diminuição do coeficiente de rendimento em 4%. Costa *et al.* (2003), constataram que a maior eficiência de remoção de matéria orgânica, correlacionada a boas características de floco, ocorreu quando a temperatura permaneceu entre 25°C e 35°C .

O efeito da temperatura sobre a biomassa da ETE Canoas – CORSAN pode ser verificado especialmente nas Figuras 6.21 e 6.22, sobre a concentração de N-NH_4^+ . A partir de setembro de 2009 foi verificado o carregamento de sólidos do tanque de aeração para o decantador secundário, após a desestabilização da biomassa pela entrada de cargas de choque, e varredura dos sólidos do reator, ocorrida em agosto de 2009. Além disso, foram verificados os efeitos da desnitrificação que, favorecida pelo aumento das temperaturas, resultou na observação de pequenas bolhas de gás, possivelmente N_2 aderidas ao lodo, que impediram-no de sedimentar e o arrastaram para a superfície, prejudicando a qualidade do efluente em termos de SST, DBO_5 , DQO e P_{total} , possivelmente devido a problemas na formação dos flocos. Santos (2005) afirma que o efeito da temperatura diminui a idade de lodo mínima para a nitrificação em regiões quentes, e tem como resultado o excesso de nitrato no *mixed liquor* e os problemas de desnitrificação indesejada.

c) Monitoramento do pH na ETE Canoas – CORSAN

O pH foi monitorado no afluente (ponto A), *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B) e efluente final (ponto C) em cada ciclo da batelada, e as médias diárias estão apresentados na Figura 6.28.

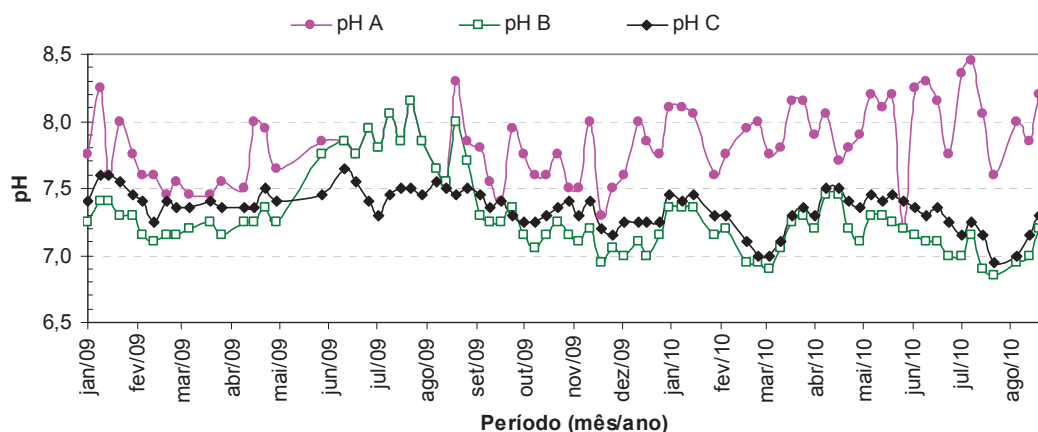


Figura 6.28: Médias encontradas no pH do afluente (ponto A), *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B) e no efluente final (ponto C) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que, no período estudado o pH da mistura afluente (ponto A) na entrada do sistema biológico variou entre 7,2 e 8,5 devido à correção realizada com a adição de cal, na entrada da caixa de areia, para manter a alcalinidade do TA e favorecer os processos de nitrificação e desnitrificação.

O pH no tanque de aeração, (ponto B), variou entre 6,9 e 8,2 ao longo do período analisado. Observou-se que, quando a temperatura ambiente esteve abaixo de 22°C, entre os meses de maio e setembro de 2009, o pH do reator manteve-se em torno de 8,0. Segundo Lehninger *et al.* (1993), a maioria dos microrganismos heterotróficos apresenta atividade máxima com pH próximo ao neutro, entre 7,2 e 7,4. Fora da faixa neutra, o número de grupos de microrganismos que se desenvolvem é menor, dando oportunidade para desequilíbrios e a predominância de grupos maus formadores de flocos. Os processos de oxidação de matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal produzem CO₂ e H⁺, respectivamente, havendo uma tendência natural para o decréscimo do pH (SANTOS, 2005). Acredita-se que as baixas temperaturas verificadas no período tenham causado a diminuição das taxas de nitrificação, uma vez que neste mesmo período houve aumento na concentração de N-NH₄⁺ no tanque, conforme a Figura 6.23. Com isso, não houve o consumo da alcalinidade no TA, elevando o pH do meio.

No efluente final (ponto C), o pH manteve-se dentro da zona neutra em todo o período estudado, variando entre 7,0 e 7,7; atendendo a faixa estabelecida pela licença de operação (pH entre 6 e 9).

d) Monitoramento do Oxigênio Dissolvido na ETE Canoas – CORSAN

O OD foi analisado na pseudozona anóxica (ponto B) e no efluente final (ponto C) a cada ciclo da batelada. Os valores semanais médios do ponto C e a faixa de variação (valores mínimos e máximos) encontrados no ponto B estão representados na Figura 6.29.

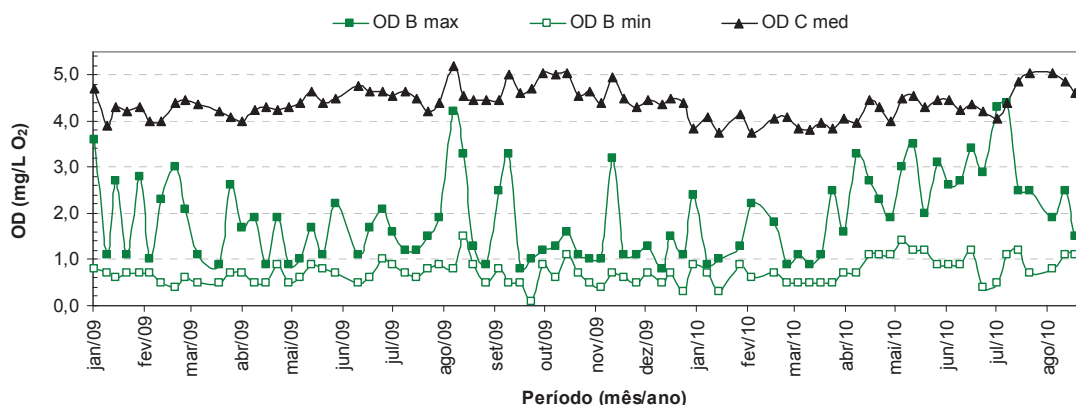


Figura 6.29: Médias encontradas no OD do efluente final (ponto C) e variação de OD observada no *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que o OD no lodo anóxico (ponto B), apresentou variação entre 0,1 mg/L O₂ e 4,4 mg/L O₂ no período analisado. Segundo Von Sperling (2005), as bactérias nitrificantes são muito sensíveis às variações da concentração de oxigênio dissolvido no *mixed liquor*, podendo sofrer inibição, o que provoca diminuição da taxa de oxidação da amônia e conseqüente aumento da concentração de N-NH₄⁺ no reator, conforme se observa na Figura 6.23.

A concentração de OD determina a presença ou ausência de espécies de protozoários e metazoários presentes nos lodos ativados e, quando limitada, pode resultar na predominância de microrganismos filamentosos, que prejudicam a sedimentabilidade e a qualidade dos flocos formados. No ponto B deveria haver ausência de OD, uma vez que encontra-se na pseudozona anóxica. No entanto, verifica-se que as condições de operação da ETE Canoas - CORSAN fazem com que ocorram grandes oscilações na concentração deste composto, diminuindo sua eficiência na remoção de nutrientes. Segundo Sant'Anna Jr (2010) a presença de 0,09 mg/L de O₂ na zona anóxica inibiu a desnitrificação, que apresentou taxa de 35%, no entanto, quando o nível de OD passou para 5,6 mg/L O₂, houve uma diminuição severa da desnitrificação, com queda da taxa para 4%.

Para Chernicharo (1997), a utilização alternada de nitrato e oxigênio como agente oxidante, num mesmo reator com aeração intermitente, provoca alteração química no *mixed liquor*. A diferença entre oxidação da matéria orgânica utilizando oxigênio ou nitrato como aceptor final de elétrons é a enzima que cataliza a transferência de elétrons dos compostos orgânicos para o agente oxidante. Em condições aeróbias, são as enzimas redutase, e em condições anóxicas, são as nitrato redutase (SANTOS, 2005). Como a desnitrificação é um processo biológico conduzido por bactérias heterotróficas, a circulação do lodo de um ambiente aeróbio para outro anóxico provoca a produção da enzima nitrato redutase, havendo diminuição nos coeficientes de produção celular (CHERNICHARO, 1997). Com isso, pode-se inferir que, as alterações operacionais, como por exemplo a supressão da pseudozona anóxica, provocam estresse da microbiota e diminuição do coeficiente de produção celular dos microrganismos presentes, além de diminuir as taxas de oxidação da amônia e desnitrificação, pela entrada de oxigênio na pseudozona anóxica.

Nas Figuras 6.3, 6.7 e 6.12, pode-se verificar um decréscimo da biomassa do RSB, possivelmente devido ao estresse da microbiota do lodo ativado frente às elevadas cargas orgânicas e alterações nos ciclos de enchimento das bateladas, o que se refletiu no

desempenho do sistema em relação à oxidação da matéria orgânica e na perda de sólidos para o decantador secundário e efluente final. Segundo Santos (2005) à medida que se aumenta a idade do lodo, na zona anóxica, a oxidação da matéria orgânica é preponderante sobre a produção de biomassa, enquanto na zona aeróbia, há maior crescimento da biomassa, porém com formação de flocos menores e dispersos devido à baixa concentração de SSV. Segundo Metcalf & Eddy (2003), a concentração de OD na zona aerada do TA deve ser mantida entre 1,5 mg/L O₂ e 2,0 mg/L O₂, pois quando o OD encontra-se abaixo de 0,5 mg/L O₂ pode favorecer o entumescimento do lodo ou “*bulking*” e inibir a nitrificação. No efluente final (ponto C) a concentração de OD variou entre 3,8 mg/L O₂ e 5,2 mg/L O₂.

e) Monitoramento dos Sólidos Sedimentáveis na ETE Canoas – CORSAN

Os SSed foram determinados no afluente (ponto A) e efluente final (ponto C), em cada ciclo da batelada. As médias semanais estão apresentadas na Figura 6.30, assim como o limite determinado pela LO para o lançamento de efluentes.

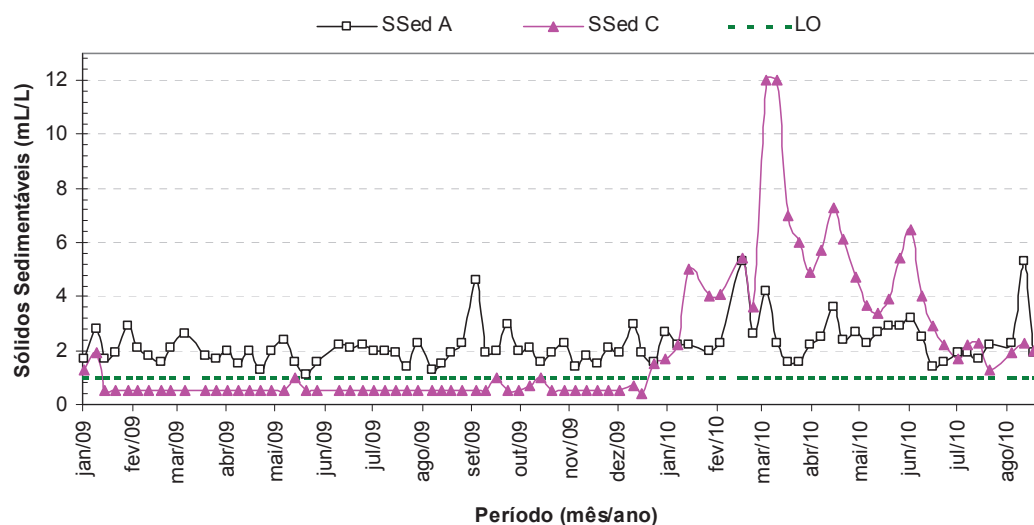


Figura 6.30: Médias semanais encontradas nos SSed do afluente (ponto A) e efluente final (ponto C) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, em comparação com o limite da LO.

Verificou-se que, ao longo do período estudado, a concentração de SSed da mistura afluente manteve-se entre 1,1 mL/L e 5,3 mL/L. Durante o ano de 2009, a estação conseguiu atender o limite de 1 mL/L, estabelecido pela Legislação para lançamento do efluente final. A partir de janeiro de 2010, houve um aumento na concentração de SSed no

efluente final, devido ao carreamento de sólidos dos decantadores secundários, chegando-se a atingir picos de 12 mL/L no mês de março.

Este efeito pode estar relacionado com o aumento na proporção dos lodos de fossas sépticas na composição da mistura afluyente, ocorrida em 2010. Leite *et al.* (2006) afirmam que o lançamento dos LFS diretamente na entrada da ETE, sem nenhum tipo de tratamento prévio, além de sobrecarregar o sistema, pode contribuir para a maior geração de lodo no final do tratamento. Campos *et al.* (2009) afirmam que os LFS apresentam características mais problemáticas até mesmo do que as do lodo sedimentado em decantadores primários: há maior quantidade de material abrasivo e de sólidos grosseiros em suspensão.

Em julho de 2010, quando houve a diminuição na carga de sólidos afluyente (de 1.881 kg SST/dia para 666 kg SST/dia), também houve redução da concentração de SSed no efluente final, porém não o suficiente para atingir o limite da LO para este parâmetro. Neste período também teve o início a manutenção dos decantadores secundários, que estavam sobrecarregados de lodo devido à falta de remoção do excesso produzido, não havendo espaço para a sedimentação dos novos flocos formados, o que levou o carreamento dos flocos para o efluente final.

f) Índice Volumétrico do Lodo

A sedimentabilidade do lodo foi determinada diariamente no *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B) em cada ciclo da batelada. As médias semanais foram utilizadas para calcular o IVL, apresentado na Figura 6.31.

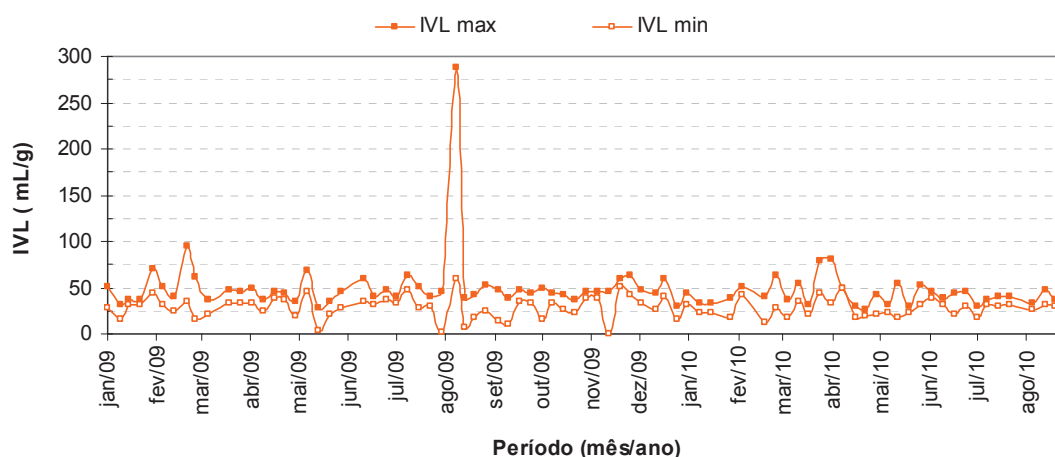


Figura 6.31: Médias semanais encontradas no Índice Volumétrico de Lodo (IVL) do *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B) da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Verificou-se que, ao longo do período estudado, o IVL da ETE Canoas – CORSAN variou entre 1 mL/g e 287 mL/g, com média de 38 mL/g, apresentando boa sedimentabilidade na maior parte do tempo. De acordo com a classificação de Jordão & Pessoa (2009), valores de IVL entre 40 mL/g e 150 mL/g são indicativos uma boa qualidade de lodo formado, enquanto valores acima de 200 mL/g indicam um lodo ruim, leve. Para Von Sperling (2005), valores de IVL abaixo de 50 mL/g indicam ótima sedimentabilidade, enquanto valores entre 200 mL/g e 300 mL/g representam sedimentabilidade ruim.

No mês de agosto de 2009 o IVL atingiu 287 mL/g após uma descarga de efluente externo com altas concentrações de matéria orgânica, sólidos e nutrientes (nitrogênio e fósforo), conforme pode ser verificado nas Tabelas 6.3, 6.4, 6.5, 6.6 e 6.7. Acredita-se que este aumento tenha ocorrido devido a um desequilíbrio da microbiota presente no RSB, causando a varredura da biomassa pela ocorrência de afloração ou *bulking*, conforme pode ser verificado na Figura 6.3. Este fenômeno torna o lodo leve, trazendo prejuízo para a qualidade do efluente final. Além disso, neste período, as características ambientais do TA favoreciam a prevalência de microrganismos filamentosos, maus formadores de flocos (elevados níveis de OD na pseudozona anóxica, acima de 4 mg/L O₂, baixas temperaturas no *mixed liquor*, em torno de 15°C, pH elevado, acima de 8).

Jekins *et al.* (2004) verificaram que o número total de organismos filamentosos por floco pode ser relacionado com o IVL. Segundo os autores, a descarga freqüente de cargas orgânicas elevadas deteriora a qualidade do efluente final e contribui para a formação destes organismos, influenciando na sedimentabilidade do lodo. Além disso, os flocos desenvolvidos em efluentes industriais geralmente apresentam uma diversidade morfológica limitada de tipos de bactérias presentes, quando comparados aos flocos formados em esgotos sanitários, sendo, desta forma, menos resistentes às mudanças ambientais ou da qualidade dos substratos (JEKINS *et al.*, 2004). Da mesma forma, Kennedy & Lentz (2000) analisando um RSB, verificaram que, frente a elevadas cargas orgânicas, os períodos de enchimento das bateladas mais longos resultaram em menor estresse da microbiota dos lodos ativados, e no aumento do desempenho do sistema em relação à remoção de DQO, amenizando as cargas de choque.

g) Relação Alimento/Microrganismo (A/M) no lodo biológico anóxico

Na Figura 6.32 estão representadas as médias semanais da relação A/M no *mixed liquor* da pseudozona anóxica, ponto (B), no período estudado.

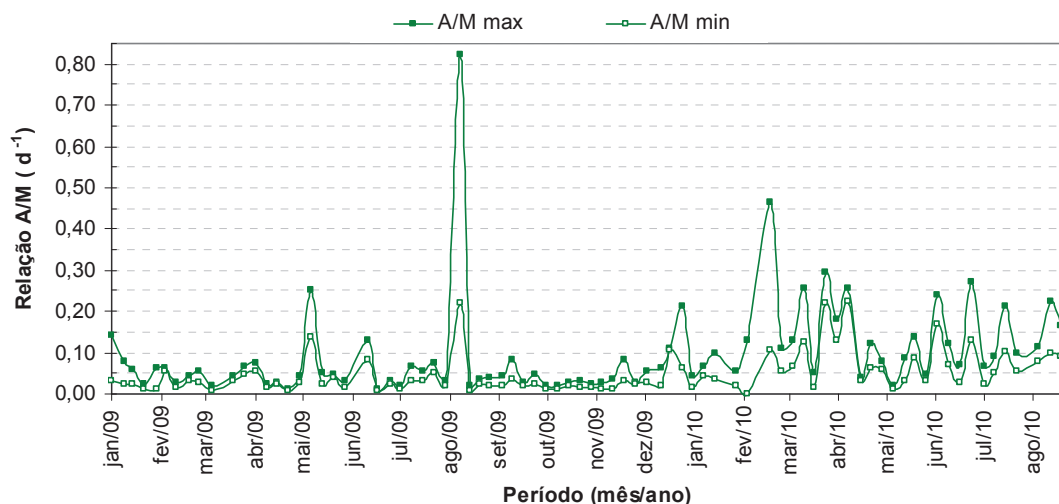


Figura 6.32: Médias semanais encontradas na Relação Alimento/Microrganismo no *mixed liquor* da pseudozona anóxica (ponto B), da ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Observou-se que a relação A/M variou entre $0,01 \text{ d}^{-1}$ e $0,82 \text{ d}^{-1}$, com média $0,07 \text{ d}^{-1}$ no período de janeiro de 2009 e agosto de 2010. Para Santos (2005), a relação A/M é a principal variável de controle de processo utilizada para o sistema de lodos ativados em batelada. De acordo com Van Haandel & Marais (1999) apud Santos (2005), a relação A/M varia quando as frações não biodegradável solúvel e particulada variam no esgoto bruto.

Segundo Metcalf & Eddy (2003), em sistemas de aeração prolongada a relação A/M ideal situa-se entre $0,04 \text{ d}^{-1}$ e $0,10 \text{ d}^{-1}$. Jordão & Pessoa (2009) afirmam haver uma correlação aproximada entre a relação A/M e a eficiência de remoção de DBO_5 . Para Von Sperling (2005), no entanto, esta relação situa-se entre $0,08 \text{ d}^{-1}$ e $0,15 \text{ d}^{-1}$, e não há correspondência com a remoção da matéria orgânica do reator, uma vez que constitui apenas a representação da carga aplicada. Contudo, todos os autores concordam que cada ETE possui o seu valor típico de A/M, indicativo de um lodo de boa qualidade.

Na ETE Canoas – CORSAN observou-se valores acima do especificado na literatura como ótimo para o processo, coincidindo com os períodos em que houve diminuição da eficiência do sistema, com prejuízo da qualidade do efluente final. Conforme a figura 6.32, no mês de agosto de 2009 a relação A/M apresentou um pico de

0,82 d⁻¹ e, entre os meses de dezembro de 2009 a agosto de 2010 a relação A/M manteve-se acima ao valor ótimo desejável, segundo a literatura acima referida. Este comportamento trouxe reflexos diretos, como a afloração e carreamento do lodo, resultando na queda da qualidade do efluente final no mesmo período.

Tabela 6.8: Anova – Fator Único: Relação A/M no *mixed liquor* da pseudozona anóxica em comparação com eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Rem DBO5	22,116	1	22,116	2203,658	3,13E-84	3,913
Rem N-NH4	18,004	1	18,004	251,649	1,18E-34	3,900
Rem DQO	13,925	1	13,925	122,683	1,59E-21	3,900
Rem P total	6,920	1	6,920	67,467	6,81E-14	3,900
Rem SST	0,251	1	0,251	0,302	0,583311	3,900

Através da ANOVA (Tabela 6.8), verificou-se que a variação da relação A/M foi significativa ao nível de 5% para a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes, e não foi significativa para a remoção de SST. Comparando os grupos individualmente pela estatística teste, ou seja, o valor de F, constatou-se que a relação A/M exerceu influência na eficiência de remoção de DBO₅, seguida de N-NH₄⁺, DQO e P_{total}, contrariando o que foi dito por Von Sperling (2005).

Jekins *et al.* (2004) afirmam que altas relações A/M aumentam a quantidade de bactérias dispersas no lodo ativado, atingindo primeiramente os ciliados e rotíferos. Os ciliados promovem a clarificação do efluente e são responsáveis, em parte, pela ação da nitrificação, indicando boas condições de depuração do sistema, operação estável e formação de flocos com boas características de sedimentabilidade (JEKINS *et al.*, 2004). Os rotíferos estão associados a uma nitrificação completa, uma vez que são sensíveis à amônia livre, e têm como função principal a estabilização da matéria orgânica no efluente, incluindo a decomposição desta (RODRIGUES, 2007). Segundo Jekins *et al.* (2004), em efluentes tipicamente domésticos, o crescimento disperso do lodo tem seu impacto sobre o efluente final verificado em 2 ou 3 dias. Já nos efluentes industriais, o crescimento disperso pode ocorrer em relações A/M muito menores, devido às cargas de choque, aumentando o IVL e a turbidez dos efluentes.

Observou-se que, nos períodos em que houve elevação da concentração de N-NH₄⁺ e diminuição da biomassa no RSB, conforme as Figuras 6.3 e 6.23, pela provável inibição das bactérias nitrificantes, a relação A/M foi maior que 0,15 d⁻¹. O IVL também aumentou neste período, conforme a Figura 6.31. Acredita-se que tenha ocorrido um desequilíbrio na

microbiota do sistema, possivelmente levando a predominância de microrganismos filamentosos e maus formadores de floco, em consequência da entrada de cargas de choque no sistema, trazidas pelos efluentes externos.

6.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MISTURA AFLUENTE DA ETE CANOAS – CORSAN

A caracterização físico-química da mistura afluyente (MA) teve o objetivo de verificar a variação da MA ao longo do ciclo de enchimento. Este procedimento foi realizado entre os meses de janeiro e junho de 2010, em dias e turnos alternados escolhidos aleatoriamente.

Foram coletadas 24 amostras em cada campanha, agrupadas em 4 lotes de 6 amostras, denominados MA1, MA2, MA3 e MA4, nos quais foram analisados os parâmetros: pH, Alcalinidade, P_{Total} , DBO_5 , DQO, N-NH_4^+ , Série de Sólidos e análise qualitativa elementar por fluorescência de raios-x (FRX). Também foram coletadas amostras dos efluentes externos recebidos durante a amostragem, nas quais foram analisados: pH, DQO, ST, STV, STF e FRX.

a) Campanha de Fevereiro

As coletas do mês de fevereiro foram realizadas em uma quarta-feira, no turno da manhã, assim que iniciou o ciclo de enchimento da batelada. A vazão média no momento da coleta foi de 49 L/s. Durante a amostragem, foram recebidos quatro caminhões tanque contendo efluentes externos.

Na Figura 6.33, encontra-se a variação das cargas da DQO, alcalinidade, DBO_5 e N-NH_4^+ nas amostras compostas da mistura afluyente. Estão representadas ainda as descargas de efluentes externos ocorridas ao longo dos intervalos de amostragem, durante a composição de MA1, MA2, MA3 e MA4, correspondendo a um lote de 6 amostras cada. No gráfico há ainda a indicação dos volumes de efluentes externos descarregados ao longo da amostragem da mistura afluyente.

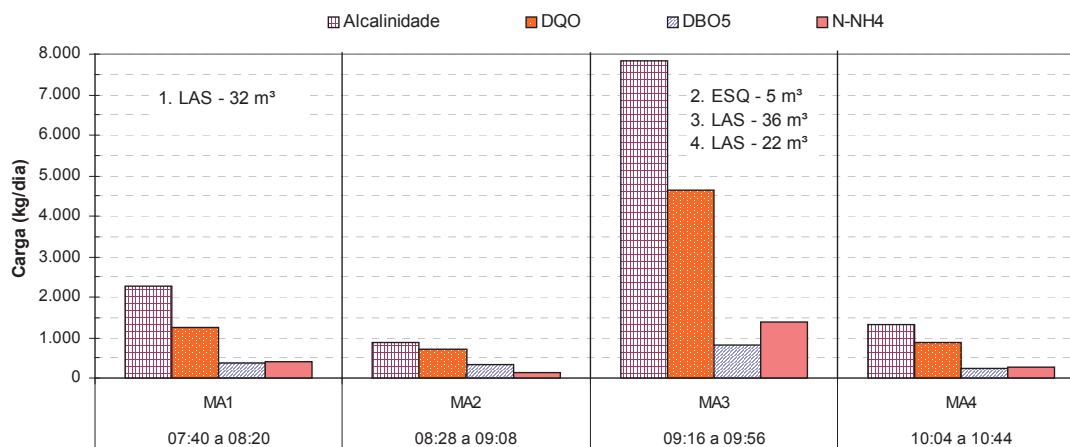


Figura 6.33: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de fevereiro de 2010.

Verificou-se que no início do período de enchimento da batelada as cargas de DQO, alcalinidade, DBO₅ e N-NH₄⁺ estavam sob influência da descarga de LAS, ocorrida durante a amostragem de MA1, uma vez que apresentavam concentrações mais elevadas do que os esgotos domésticos típicos. Durante a amostragem de MA2 não ocorreu entrada de efluentes externos, e pode-se verificar que a mistura afluyente sofreu diminuição das cargas orgânicas e nitrogenadas.

Ao longo da amostragem de MA3 foram recebidos 3 caminhões tanque contendo cargas de LAS e ESQ, cujo reflexo pode ser observado pela elevação brusca nas cargas afluentes, conforme Figura 6.33. Após o impacto sofrido pela entrada destas cargas, e um período sem a entrada de efluentes externos, houve novamente o decréscimo das concentrações em todos os parâmetros analisados, e a mistura afluyente voltou a apresentar características de esgoto sanitário fraco.

Na Figura 6.34, encontra-se a variação das cargas da série de sólidos nas amostras compostas da mistura afluyente, além da indicação dos volumes de efluentes externos descarregados durante o período de amostragem. As amostras MA1, MA2, MA3 e MA4 correspondem a um lote de 6 amostras cada uma.

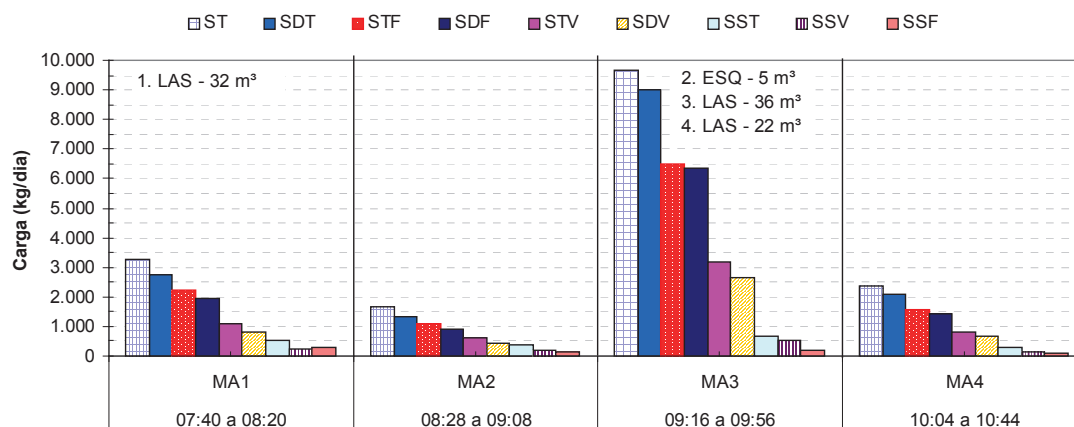


Figura 6.34: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de fevereiro de 2010.

Verificou-se que a carga de sólidos no início da batelada foi predominantemente de SDF, que representaram 59% dos ST. Este fato provavelmente deve-se à entrada da carga de LAS, que segundo Neczaj *et al.* (2008) possuem inúmeras formas químicas dissolvidas ou suspensas, em sua maioria inorgânicas.

Observou-se também que a entrada dos efluentes externos trouxe grande elevação na carga de sólidos em um curto período de tempo, durante a amostragem de MA3, tanto na fração de fixos, como na fração de voláteis. Conforme Leite *et al.* (2006), os ESQ, que são classificados como lodos de baixa estabilidade, apresentam altas concentrações de DQO, $N-NH_4^+$ e sólidos, sendo que mais de 60% dos ST estão na forma volátil, conforme se observa na Tabela 3.4.

Na Tabela 6.9, encontra-se a variação das relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P_{total} e os percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x (FRX) nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo do ciclo de enchimento.

Tabela 6.9: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P_{total} e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de fevereiro de 2010.

Amostra	SSV/SST	DQO/DBO	pH	P_{total} (kg/dia)	%	
					Fe	Cu
MA1	0,48	3,3	7,7	19	0,5	0,2
MA2	0,53	2,1	7,4	13	0,4	0,2
MA3	0,75	5,8	8,2	35	0,2	0,2
MA4	0,60	3,5	7,7	15	nd	0,2

Nota: nd - não detectado.

Verificou-se que, em apenas um, dos três ciclos de enchimento diários, que ocorrem na ETE Canoas – CORSAN, a carga diária de segurança foi ultrapassada em 7,8% quando calculada em termos de DQO. Já a carga de DBO_5 representou apenas 51% da carga de segurança estimada, comprovando que grande parte da matéria orgânica que entra no sistema é de lenta biodegradabilidade ou não biodegradável. Pode-se comprovar este fato ainda pelas elevadas relações DQO/DBO apresentadas na Tabela 6.9, especialmente na amostra MA3, após a entrada de 2 cargas de LAS e uma de ESQ.

A carga de SST recebida ao longo do ciclo, representou 52% da carga diária de segurança calculada. No entanto, a carga nitrogenada foi 228% maior do que a carga máxima diária recomendada para o mesmo período, constituindo uma carga de choque nitrogenada. Estas observações sugerem a necessidade de um maior controle sobre o lançamento e a diluição destes substratos ao sistema. Desta forma tende-se a minimizar problemas operacionais com reflexos diretos na eficiência do sistema.

Ferreira *et al.* (2009) relataram a necessidade de controle da diluição de LAS a partir da concentração de amônia, após verificar um desequilíbrio da microbiota, com redução de 99% do número total de organismos fitoplanctônicos e predominância dos flagelados pigmentados em sistemas de lagoas quando, com diluição de 2%, a carga de amônia chegou a ser 100% superior à carga do esgoto bruto. Da mesma forma, Facchin (2005), relatou que o aumento de 3,5% para 10,7% na proporção de LAS lançado numa ETE, mesmo mantendo a cargas de DBO_5 afluente combinado com o LAS abaixo da carga de projeto, causaram desequilíbrio do processo de tratamento verificado pela queda de eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Desta forma, verifica-se que os desequilíbrios apresentados pela biomassa da ETE Canoas – CORSAN, como a formação de *bulking*, a conseqüente perda de lodo e as flutuações nas eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes, estão possivelmente relacionados à prevalência de determinadas espécies morfológicas, em detrimento de outras, dentro do RSB, em conseqüência da inibição dos metabolismos bacterianos, causadas pelas sobrecargas nitrogenadas impostas ao sistema, mesmo quando não é ultrapassada a carga orgânica recomendada.

Na Tabela 6.10, encontra-se a caracterização dos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de fevereiro de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Tabela 6.10: Caracterização da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de fevereiro de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Amostra	Hora	pH	carga (kg)				% elemento			
			DQO	ST	STV	STF	Fe	Cu	K	Ca
1. LAS (Lami)	08:00	9,0	38	142	40	102	0,2	nd	3,6	nd
2. ESQ (Davince)	09:10	9,0	49	40	14	26	nd	0,2	3,1	3,9
3. LAS (Sta. Tecla)	09:20	9,0	112	327	112	215	nd	0,2	nd	nd
4. LAS (Canoas)	09:35	8,0	47	150	48	102	nd	0,1	5,7	nd

Nota: na primeira coluna é apresentado o tipo de efluente externo e a origem. A expressão “nd” refere-se a concentrações não detectadas.

Verificou-se na Tabela 6.10, que foram detectados apenas os elementos ferro e cobre nas amostras da mistura afluente, analisadas por fluorescência de raios-x. Entretanto, nas amostras de efluentes externos, além dos traços de ferro e cobre, os elementos majoritários foram o potássio e cálcio. Sant’Anna Jr (2010) apresentou uma lista com vinte substâncias capazes de causar inibição severa da nitrificação, em concentrações inferiores a 1 mg/L, dentre elas estão os metais pesados: Cr³⁺, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Ag, Pb, Cd e Zn. Desta forma, pode-se inferir que, a entrada de metais pesados na ETE Canoas – CORSAN, trazidos pelos efluentes externos, ainda que em pequenos percentuais, pode ocasionar inibição dos processos de nitrificação. Além deste efeito, deve ainda ser considerado o efeito cumulativo que estes metais podem causar em função das constantes descargas externas na ETE. No caso da ETE Canoas – CORSAN provavelmente está havendo acumulação dos metais analisados no lodo biológico, fato observado pelos elevados teores de SFT verificados.

b) Campanha de Março

As coletas do mês de março foram realizadas numa sexta-feira, no turno da manhã, assim que iniciou o ciclo de enchimento da batelada. A vazão média no momento da coleta foi de 26 L/s. Durante a amostragem, foram recebidos sete caminhões tanque contendo efluentes externos, correspondendo à entrada de 133 m³ de efluentes externos, conforme pode ser observado nos valores expressos na Figura 6.35.

Na Figura 6.35, encontra-se a variação das cargas da DQO, alcalinidade, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras compostas da mistura afluente. Estão representadas ainda as descargas de efluentes externos ocorridas ao longo dos intervalos de amostragem, durante a composição de MA1, MA2, MA3 e MA4, correspondendo a um lote de 6 amostras cada um.

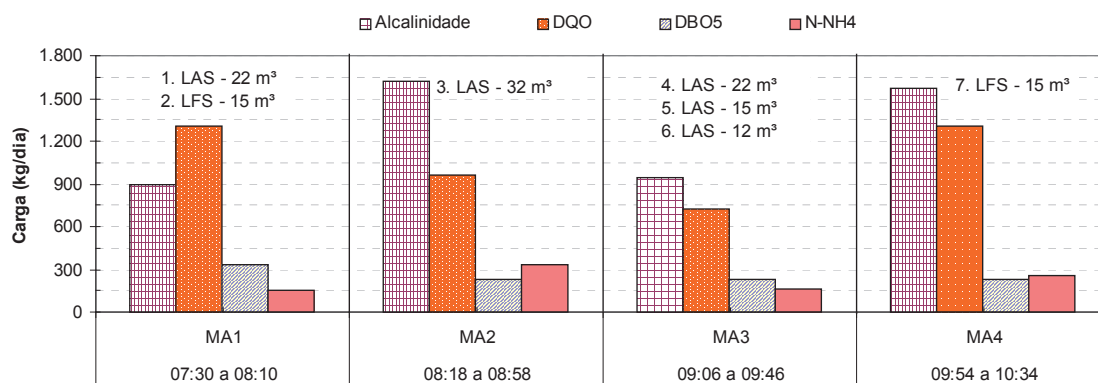


Figura 6.35: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras da mistura afluenta, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de março de 2010.

Verificou-se que a amostra MA1 apresentou carga elevada de DQO, possivelmente por influência da entrada de uma carga LFS, uma vez que, na amostra MA2, após a entrada de uma carga de LAS, houve diminuição de 26% na carga de DQO, em relação a MA1, embora a alcalinidade tenha aumentado em 80%. A mesma situação se repetiu durante a amostragem de MA4, após a entrada de outra carga de LFS, porém desta vez, com aumento concomitante da alcalinidade (80% DQO e 67% alcalinidade, em relação a MA3).

Borges (2009), verificou entre outros impactos, um aumento de 18,9% na quantidade de detritos retidos nos desarenadores e aumento de 21,4% na massa de lodo desaguado diariamente de um reator UASB, após o recebimento de LFS no sistema de tratamento, e atribuiu este efeito à grande quantidade de material inerte presente no efluente externo recebido. Resch (1982) apud Heinss & Strauss (1999) verificaram que cargas intermitentes de LFS aplicadas a um sistema de lodo ativado, resultaram no decréscimo da ordem de 20 a 30% na eficiência da remoção de DBO₅, em relação a situação de entrada de carga normal contínua ao sistema, quando operado somente com esgoto sanitário, atribuindo os efeitos observados a carga de choque que a entrada de LFS representou ao sistema.

De forma análoga, pode-se inferir que os gradientes de concentrações de matéria orgânica afluenta ao sistema biológico da ETE Canoas – CORSAN, somados à grande quantidade de compostos não biodegradáveis presentes nos efluentes externos, dificultam muito a aclimação da microbiota, resultando em oscilações e decréscimo das eficiências de remoção de matéria orgânica e da qualidade do efluente final, conforme se verifica nas Figuras 6.12 e 6.14.

Na Figura 6.36, encontra-se a variação das cargas da série de sólidos nas amostras compostas da mistura afluyente, correspondendo a um lote de 6 amostras cada um, além da indicação dos volumes de efluentes externos descarregados durante o período de amostragem.

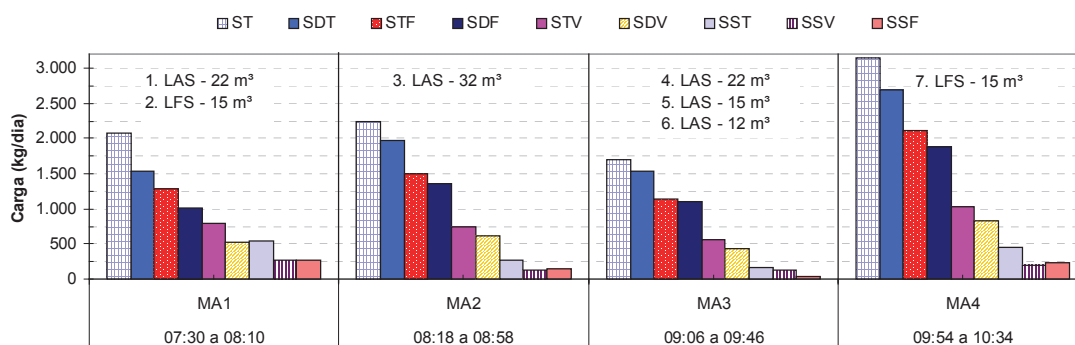


Figura 6.36: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de março de 2010.

Verificou-se que as maiores cargas de sólidos foram apresentadas durante a amostragem da MA4. Isto pode ter ocorrido em consequência da baixa vazão (26 L/s) apresentada pelo sistema no momento das coletas, o que fez com que o efeito das descargas de LAS, ocorridas durante a amostragem de MA3 só fossem sentidos no lote de amostras subsequente. Verifica-se ainda na Figura 6.36 que ao longo de toda a amostragem e, especialmente na amostra MA4, o percentual de ST esteve predominantemente na forma dissolvida fixa (SDF: 59% dos ST na MA4). Leite *et al.* (2006), afirmam que os LFS apresentam percentual de STV inferior a 60% dos ST (Tabela 3.4). Na amostra MA4, após a entrada de três descargas de LAS, ocorridas durante a amostragem de MA3, e uma descarga de LFS, o percentual de STV da mistura afluyente representou apenas 32% dos ST.

Na Tabela 6.11, encontra-se a variação das relações SSV/SST e DQO/DBO, do pH, a carga de P_{total} e os percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x (FRX) nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo do ciclo de enchimento.

Tabela 6.11: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P_{total} e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de março de 2010.

Amostra	SSV/SST	DQO/DBO	pH	P_{total} (kg/dia)	% elemento	
					Fe	Cu
MA1	0,51	3,9	7,3	12	0,6	0,2
MA2	0,49	4,3	7,4	12	nd	0,2
MA3	0,78	3,2	7,4	9	nd	0,1
MA4	0,46	5,8	7,7	10	0,6	0,2

nd: não detectado.

Verificou-se que em apenas um dos três ciclos diários de enchimento do RSB foram recebidos 61,7% da carga diária de segurança, recomendada para DQO. Já a carga de DBO_5 , representou apenas 29% da carga de segurança diária, mais uma vez, confirmando que a maior parte da matéria orgânica que entra no sistema da ETE Canoas – CORSAN é DQO residual, não biodegradável, o que também pode ser verificado na Tabela 6.12, através das elevadas relações DQO/DBO, especialmente na amostra MA4. Çeçen & Aktas (2001) também observaram analisando diferentes LAS que 30% da DQO era decorrente de material inerte.

A carga de SST representou 40,6% da carga de segurança calculada, sendo predominantemente composta por material inerte, o que se confirma na Tabela 6.11, pelas baixas relações SSV/SST, especialmente nas amostras MA2 e MA4. A carga nitrogenada ultrapassou 33,7% da carga máxima diária recomendada. Segundo Martienssen & Schöps (1997), a redução da temperatura, limitação de O_2 ou CO_2 , flutuações nas condições ambientais e a presença de amônia livre contribuem para o aumento da concentração de nitrito no reator, que tem como consequência à inibição das bactérias *Nitrosomonas*, responsáveis pela nitrificação. Além disso, Ganigué *et al.* (2007) observaram em um sistema de lodos ativados que houve diminuição no percentual de oxidação de amônia a cada vez que a carga nitrogenada afluyente aumentava, e atribuíram este efeito à lenta resposta das bactérias oxidantes de amônia e às mudanças ambientais no reator decorrentes dos efeitos inibitórios provocados por esta situação. O mesmo efeito pode ser observado nas Figuras 6.23 e 6.24, quando o aumento das concentrações de $N-NH_4^+$ no RSB, causou oscilações nas eficiências de remoção e aumento da concentração deste composto no efluente final da ETE Canoas – CORSAN.

Na Tabela 6.12, encontra-se a caracterização dos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de março de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Tabela 6.12: Caracterização do pH, da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de março de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Amostra	Hora	pH	carga (kg)				% elemento						
			DQO	ST	STV	STF	Fe	Cu	K	Ca	Zn	Cr	Ti
1. LAS (Canoas)	07:30	9,0	81	200	68	132	1,4	0,1	8,0	15,8	nd	nd	nd
2. LFS (Pref. Dois Irmãos)	07:35	6,0	37	32	10	21	4,5	0,2	nd	5,5	0,2	0,2	nd
3. LAS (Lami)	08:30	8,5	60	146	40	107	nd	0,2	3,7	1,0	nd	nd	nd
4. LAS (Canoas)	09:30	9,0	75	206	71	135	4,0	0,2	8,2	5,0	0,1	0,2	0,6
5. LAS (Sapucaia)	09:40	9,0	55	101	39	62	nd	0,2	3,6	1,2	nd	0,3	nd
6. LAS (Alvorada)	09:45	7,0	10	34	11	23	3,0	0,1	nd	1,3	nd	nd	nd
7. LFS (Refap)	10:30	8,0	40	35	16	19	3,4	0,2	nd	12,3	nd	nd	0,4

Nota: na primeira coluna é apresentado o tipo de efluente externo e a origem. A expressão “nd” refere-se a concentrações não detectadas.

Verifica-se na Tabela 6.11 que nas amostras da mistura afluente foram detectados apenas ferro e cobre na análise por fluorescência de raios-x. No entanto, na Tabela 6.12, pode-se verificar que todas as amostras de efluentes externos apresentaram razoáveis percentuais de cálcio (1% a 15,8%). Além disso, em algumas amostras foram detectados, ainda, potássio e traços de cromo, zinco e titânio. Jekins *et al.* (2004) afirmam que o crescimento disperso dos lodos ativados pode ser causado pelo desequilíbrio de cátions monovalentes (Na^+ , K^+ , NH_4^+) e divalentes (Ca^{2+} e Mg^{2+}) dentro do reator. Quando a taxa de cátions monovalentes sobre os divalentes é alta, pode haver crescimento disperso, o que se reflete sobre a sedimentabilidade e densidade da massa de sólidos formada. You *et al.* (2009) também afirmam que a influência de metais pesados em sistemas de tratamento de efluentes sanitários é a adsorção, e a acumulação destes metais no lodo ativado, com a conseqüente deterioração do desempenho do sistema em relação à remoção de nutrientes. Segundo os mesmos autores, as bactérias heterotróficas são inibidas pelos metais pesados, havendo decréscimo na eficiência de remoção de carbono orgânico.

Desta forma, pode-se inferir que, a entrada de metais no sistema de tratamento da ETE Canoas – CORSAN, trazidos predominantemente pelas descargas de efluentes externos, pode estar contribuindo para os problemas de sedimentação e perda de biomassa apresentados pelo sistema, conforme verificados nas Figura 6.3 e 6.31, além das oscilações na eficiência de remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio), conforme as Figuras 6.19 e 6.24.

c) Campanha de Abril

As coletas do mês de abril foram realizadas num sábado, no turno da manhã, cerca de uma hora após o início do ciclo de enchimento da batelada. A vazão média no momento da coleta foi de 51 L/s. Durante a amostragem, foram recebidos cinco caminhões tanque contendo efluentes correspondendo à entrada de 125 m³ de efluentes externos.

Na Figura 6.37, encontra-se a variação das cargas da DQO, alcalinidade, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras compostas da mistura afluyente. Estão representadas ainda as descargas de efluentes externos ocorridas ao longo dos intervalos de amostragem, durante a composição de MA1, MA2, MA3 e MA4, que correspondem a um lote de 6 amostras cada uma.

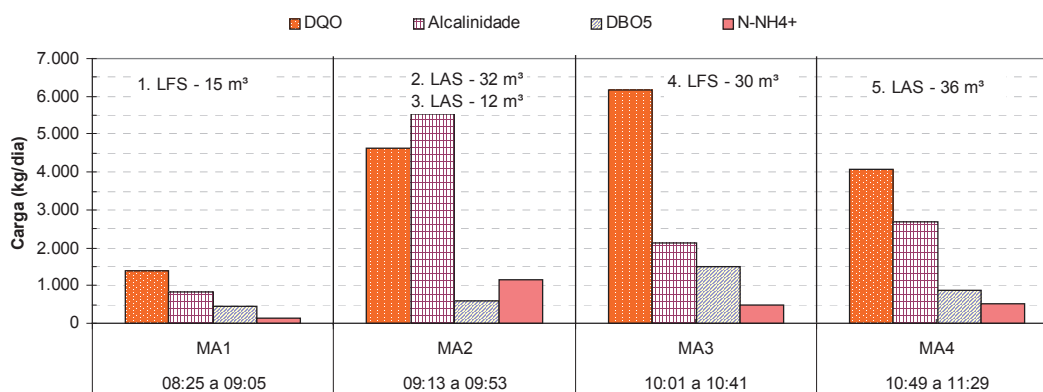


Figura 6.37: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de abril de 2010.

Verificou-se que a entrada de uma descarga de LFS não resultou em impacto nas cargas de matéria orgânica, alcalinidade e nitrogênio, uma vez que a amostra MA1 apresentou valores relativamente baixos em todos os parâmetros citados, conforme a Figura 6.37. No entanto, após a entrada de duas descargas de LAS, houve elevação em 235% da carga de DQO, 574% na alcalinidade e 835% no N-NH₄⁺, em comparação com MA1, enquanto a carga de DBO₅, aumentou apenas 35%.

Na amostra MA3, após a descarga de LFS, houve diminuição de 62% da alcalinidade e 58% N-NH₄⁺, porém com um aumento de 33% da carga DQO e 151% na carga de DBO₅, em comparação com MA2. Estas observações ressaltam a necessidade de um controle durante a adição das cargas externas na ETE, visando equalizar e diminuir o efeito de choque provocado no sistema de lodos ativados pela entrada pontual destes efluentes. Neste sentido, Heinss & Strauss (1999) recomendaram que os LFS fossem

diluídos antes de sua aplicação no sistema de tratamento de ETE's, visando diminuir os efeitos de choque de carga que estes efluentes podem ocasionar, evitando desta forma decréscimo na qualidade do efluente final.

Na Figura 6.37 verificou-se ainda que, após nova descarga de LAS, durante a amostragem de MA4, houve nova diminuição da DQO (34%) e DBO₅ (43%), em relação a MA3, porém, com aumento de 11% na carga nitrogenada e 26% na alcalinidade. Neczaj *et al.* (2005) afirmam que LAS provenientes de aterros velhos, que já sofreram decomposição, como é o caso do Aterro Sanitário do Lami, são menos propícios para o tratamento biológico devido à maior proporção de matéria orgânica constituída de materiais refratários.

Na Figura 6.38, encontra-se a variação das cargas da série de sólidos nas amostras compostas da mistura afluyente, além da indicação dos efluentes descarregados durante o período de amostragem, os quais corresponderam à entrada de 125 m³ de efluentes externos.

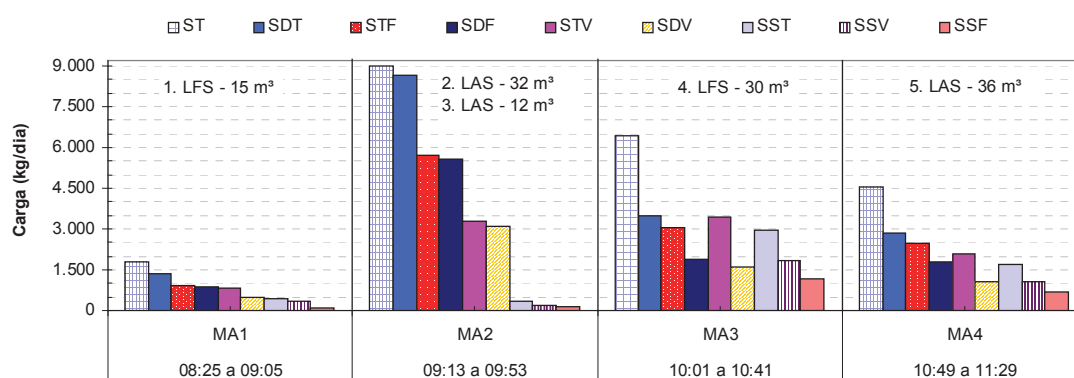


Figura 6.38: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de abril de 2010, correspondendo a um lote de 6 amostras, cada.

Verificou-se que a maior carga de sólidos durante o período de amostragem realizado foi apresentada pela amostra MA2, especialmente nas frações SDF (61% dos ST) e SDV (34% dos ST), uma vez que sofreu influência de duas descargas de LAS.

Na Figura 6.38 verifica-se ainda que após a entrada de uma descarga de LFS, a mistura afluyente (MA3) apresentou elevação de 734% nas frações suspensas dos sólidos, em relação à MA2, sendo que os SSV representaram 28% dos ST, e os SSF, 18% dos ST. No entanto, continuaram prevalecendo as frações dissolvidas, representando 64% dos ST.

Observou-se ainda, que em apenas um ciclo de enchimento a carga de segurança diária calculada para SST foi ultrapassada em 56%. A carga de DBO₅ recebida

representou 97% da carga de segurança diária, enquanto que, a carga de DQO ultrapassou em 17% a carga máxima diária recomendada e a carga nitrogenada foi 240% maior do que a carga máxima diária recomendada para operação da ETE. Ferreira *et al.* (2009) ponderam que a adoção de pré-tratamento pode ser necessária para reduzir a carga orgânica antes do lançamento do LAS em ETE's, a fim de prevenir dificuldades para o tratamento combinado devido às altas concentrações de substâncias nitrogenadas, orgânicas e inorgânicas trazidas para dentro do reator através destes efluentes.

Ehrig (1998) apud Ferreira *et al.* (2009), testou em escala laboratorial, diluições de LAS nos esgotos sanitários, em proporções que variaram entre 1% e 16% em volume, em processo de lodos ativados. O autor verificou que os valores de DBO₅ e DQO nos efluentes finais cresceram proporcionalmente às adições de LAS, devido à elevação das cargas orgânicas, nitrogenadas e de outros elementos tóxicos, presentes nos LAS. Desta forma, pode-se inferir que a entrada indiscriminada de efluentes externos ao sistema da ETE Canoas – CORSAN, sem um tratamento preliminar para a redução das cargas orgânicas e nitrogenadas, e com grandes oscilações na composição da mistura afluente, favorece o desequilíbrio da microbiota, com crescimento disperso de lodo e diminuição da diversidade de bactérias presentes, e conseqüente degradação do efluente final.

Na Tabela 6.13, encontra-se a variação das relações SSV/SST e DQO/DBO, do pH, a carga de P_{total} e os percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x (FRX) nas amostras da mistura afluente (MA), coletadas ao longo do ciclo de enchimento.

Tabela 6.13: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH, carga de P_{total} e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de abril de 2010.

Amostra	SSV/SST	DQO/DBO	pH	P _{total} (kg/dia)	% elemento	
					Cu	Ca
MA1	0,80	3,1	7,3	20	0,1	nd
MA2	0,56	7,8	8,2	28	nd	nd
MA3	0,61	4,1	8,0	40	0,2	8,0
MA4	0,61	4,7	8,0	33	0,1	5,0

nd: não detectado.

Verificou-se na amostra MA2, que após duas descargas de LAS, houve diminuição da relação SSV/SST, de 0,80 para 0,56; comprovando o que afirmaram Neczaj *et al.*

(2005), que estes efluentes apresentam a maior proporção de matéria orgânica constituída de materiais refratários.

Conforme a Tabela 6.13, na amostra MA3, verificou-se um aumento de 44% na concentração de P_{total} , em relação à MA2, após a descarga de LFS. Leite *et al.* (2006) afirmou que os LFS podem apresentar concentrações de P_{total} variando entre 20 mg/L e 760 mg/L, com média de 210 mg/L, o que é um valor muito alto, se comparado com os valores médios apresentados por Jordão & Pessoa (2009) para esgotos sanitários (Tabela 3.1), e representam um desafio para o tratamento por sistemas biológicos como os lodos ativados, os quais apresentam eficiência esperada de remoção de P_{total} da ordem de 10% a 20% apenas, conforme Tabela 3.6; e considerando a restritiva concentração imposta pela resolução CONSEMA 128/2006 que limita o lançamento de efluentes à concentração máxima de 1mg/L P_{total} .

Na Tabela 6.14, encontra-se a caracterização dos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de abril de 2010, para caracterização da mistura afluyente.

Tabela 6.14: Caracterização do pH, da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de abril de 2010, para caracterização da mistura afluyente.

Amostra	Hora	pH	carga (kg)				% elemento				
			DQO	ST	STV	STF	Fe	Cu	K	Ca	Zn
1. LFS (Petrobrás)	08:30	8,0	11	12	6	6	nd	0,2	nd	nd	nd
2. LAS (Sta. Tecla)	09:30	9,0	155	349	99	250	nd	nd	nd	nd	nd
3. LAS (Alvorada)	09:30	8,0	7	24	7	17	nd	0,2	nd	nd	nd
4. LFS (Sicredi)	10:00	8,0	518	700	468	233	2,4	0,2	nd	12,9	0,5
5. LAS (Lami)	11:20	8,0	88	218	62	156	0,5	0,2	5,7	2,7	nd

Nota: na primeira coluna é apresentado o tipo de efluente externo e a origem. A expressão “nd” refere-se a concentrações não detectadas.

Verificou-se na Tabela 6.13, que os elementos preponderantes detectados na mistura afluyente pela análise de fluorescência de raios-x foram o cobre e o cálcio. Já na Tabela 6.14 observa-se que os elementos detectados foram, além dos já citados acima, o ferro, potássio e zinco.

Segundo You *et al.* (2009), o cobre tem efeito inibitório maior do que o zinco, podendo inibir o processo de nitrificação em quantidades pequenas, como 0,08 mg/L. A mesma concentração de zinco tem potencial para inibir em apenas 12% o processo. Murthy & Novak apud Jekins *et al.* (2004) estimaram que 0,7 g/L de potássio são capazes

de causar dispersão dos flocos no lodo ativado, e ainda, que esta dispersão ocorre devido à liberação do íon K^+ , provocada por substâncias tóxicas, resultando na defloculação.

Desta forma, pode-se, mais uma vez inferir que, a entrada de substâncias tóxicas trazidas para o sistema através dos efluentes externos, possivelmente está sendo acumulada nos flocos do lodo biológico, especialmente de metais pesados, podendo estar relacionado aos problemas de sedimentação observados, causando a deterioração do efluente final da ETE Canoas – CORSAN.

d) Campanha de Janeiro

As coletas para a caracterização da mistura afluyente no mês de janeiro foram realizadas numa quinta-feira, no turno da tarde, assim que iniciou o ciclo de enchimento da batelada. A vazão média no momento da coleta foi de 41 L/s. Durante a amostragem, foram recebidos cinco caminhões tanque contendo efluentes externos, dos quais foram coletadas amostras, diretamente no caminhão.

Na Figura 6.39, encontra-se a variação das cargas de DQO, alcalinidade, DBO_5 e $N-NH_4^+$ nas amostras compostas da mistura afluyente. Estão representadas ainda as descargas de efluentes externos ocorridas ao longo dos intervalos de amostragem, durante a composição de MA1, MA2, MA3 e MA4, que correspondem a um lote com 6 amostras cada um.

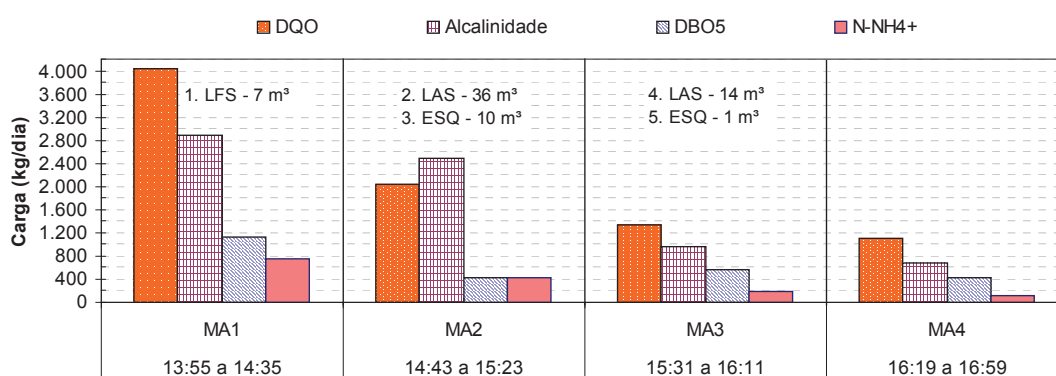


Figura 6.39: Variação das cargas de DQO, alcalinidade, DBO_5 e $N-NH_4^+$ nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de janeiro de 2010.

Verificou-se que inicialmente, as cargas de DQO estavam bastante elevadas, assim como da alcalinidade, DBO_5 e $N-NH_4^+$. Isto pode ser explicado pelo fato de que, entre um ciclo de enchimento e outro, durante os períodos de reação e repouso, a ETE Canoas – CORSAN continuou recebendo a descarga de efluentes externos, que ficaram acumulados

na câmara de reservação inferior até o início do novo ciclo. Desta forma, quando a mistura afluente foi bombeada até a câmara superior de chegada, onde estava instalado o amostrador automático, conforme a Figura 4.2, entraram no sistema de uma só vez o conteúdo de várias descargas de efluentes externos, o que fez com que o primeiro lote de amostras coletadas (MA1) apresentasse concentrações bastante elevadas em todos os parâmetros analisados. Ao longo do ciclo, verificou-se que as cargas foram sofrendo decréscimo gradativamente, mesmo após a entrada dos efluentes externos.

O efeito observado na coleta de amostras, conforme acima descrito, leva a ocorrência de cargas de choque nos sistema de lodos ativados. O recebimento de elevadas cargas orgânicas de forma “pulsada” no reator biológico, promove mudanças severas na dinâmica da microbiota do reator, e o reflexo disso é observado na queda de eficiência do sistema durante determinados períodos e mudanças nas características da biomassa ativa.

Na Figura 6.40, encontra-se a variação das cargas da série de sólidos nas amostras compostas da mistura afluente, além da indicação dos efluentes externos descarregados durante o período de amostragem de MA1, MA2, MA3 e MA4, que correspondem a um lote de 6 amostras cada uma.

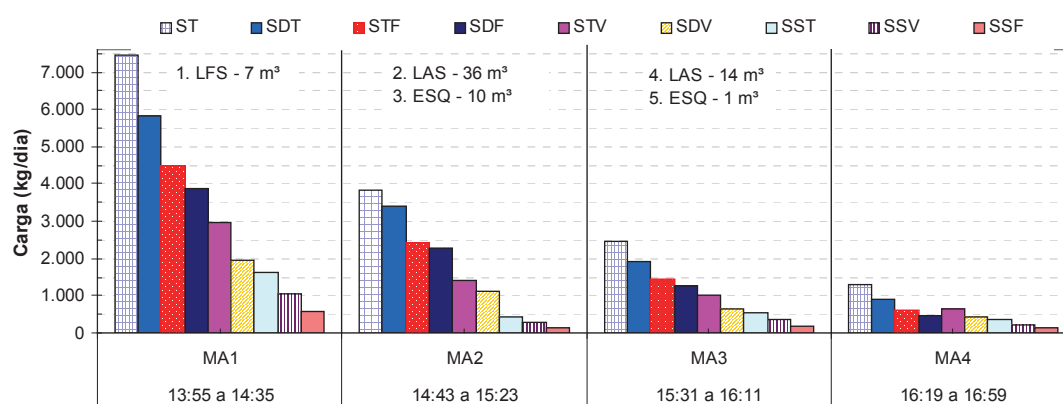


Figura 6.40: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de janeiro de 2010.

Verificou-se que a carga de sólidos da mistura afluente, a exemplo do que já foi dito em relação aos parâmetros acima analisados, foi sofrendo decréscimo ao longo do ciclo de enchimento, evidenciando o efeito de diluição dos efluentes externos no esgoto sanitário. Ficou evidenciado ainda, que sob influência dos efluentes externos, a maior proporção de sólidos na mistura afluente apresentava-se na forma dissolvida fixa (78% dos ST na amostra MA1), enquanto que na amostra MA4, quando não houve descargas de

efluentes externos, a mistura afluyente voltou a apresentar pequenas concentrações de sólidos, com aumento da forma volátil (STV representou 51% dos ST), voltando às características típicas de esgoto sanitário fraco, conforme Tabela 3.1.

Ferreira *et al.* (2009), afirmam que a degradação dos poluentes orgânicos presentes no LAS pode ser favorecida pela diluição em esgotos sanitários, no entanto, grandes volumes de LAS adicionados ao sistema de tratamento de esgotos podem resultar em efluentes tratados de baixa qualidade e com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Além disso, segundo os autores, as altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas oriundas do LAS trazem dificuldades para o tratamento combinado, como a instabilidade das eficiências de remoção de sólidos e matéria orgânica, problemas de sedimentabilidade do lodo biológico e degradação do efluente final, devido à introdução desta carga orgânica adicional. Da mesma forma, Campos *et al.* (2009), afirmam que apenas parte da DBO₅ adicionada ao sistema pela entrada de LFS poderá ser degradada pelos processos biológicos, uma vez que o LFS já se encontra relativamente degradado ao ser lançado na ETE, resultando em acréscimo considerável de lodo no reator e aumento da demanda de oxigênio para a estabilização do acréscimo de material orgânico, representado pela entrada deste efluente externo.

Na Tabela 6.15, encontra-se a variação das relações SSV/SST e DQO/DBO, do pH e os percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x (FRX) nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo do ciclo de enchimento.

Tabela 6.15: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH e percentuais dos elementos detectados na análise por fluorescência de raios-x nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de janeiro de 2010.

Amostra	SSV/SST	DQO/DBO	pH	P _{total}	%		
					Ca	Fe	Cu
MA1	0,64	3,6	8,0	na	3,1	2,3	0,2
MA2	0,68	4,8	7,9	na	nd	nd	0,2
MA3	0,68	2,4	7,6	na	nd	nd	0,1
MA4	0,60	2,6	7,3	na	nd	nd	0,1

Nota: na: não analisado; nd: não detectado.

Verificou-se que, em apenas um, dos três ciclos de enchimento diários, foram recebidos na ETE Canoas – CORSAN, 85% da carga diária de segurança, calculada para SST, sendo que a fração de STF variou entre 32% e 40% dos SST, possivelmente em consequência das descargas de LAS e LFS que, por já terem sofrido tratamento biológico

anterior apresentam grande quantidade de materiais recalcitrantes e pouca quantidade de matéria orgânica biodegradável. Esta observação também é corroborada pelos trabalhos de outros pesquisadores (LEITE *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2009).

Observou-se que a carga de DQO de um único ciclo ultrapassou em 22% a carga diária de segurança calculada, correspondendo a 61% da carga máxima diária recomendada pelo projeto da ETE. Nas amostras MA1 e MA2 observou-se uma relação DQO/DBO bastante elevada, o que é um indicativo de baixa biodegradabilidade, possivelmente devido ao acúmulo de efluentes externos durante o período de repouso da batelada anterior.

Klimiuk & Kulikowska (2006) verificaram que o coeficiente de produção celular foi fortemente afetado pelas condições operacionais do RSB, quando estas foram modificadas devido à entrada de cargas de choque orgânicas. Da mesma forma, Jekins *et al.* (2004), verificaram que cargas de choque contribuíram para o crescimento disperso do lodo ativado e levaram a problemas na qualidade do efluente final, refletidos principalmente na perda de sólidos suspensos.

De forma análoga, pode-se afirmar que durante o ciclo de enchimento monitorado ocorreu uma carga de choque, uma vez que a carga nitrogenada total foi 2,2 vezes maior do que a carga máxima diária recomendada para operação segura do sistema biológico, representando 333% da carga de segurança calculada. Isto certamente provocou distúrbios na dinâmica operacional da ETE, resultando em queda na qualidade do efluente final.

Na Tabela 6.16, encontra-se a caracterização dos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de janeiro de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Tabela 6.16: Caracterização da carga de DQO e sólidos e percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de janeiro de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Amostra	Hora	pH	carga (kg)				% elemento					
			DQO	ST	STV	STF	Ca	Fe	Cu	K	Ti	Zn
1. LFS (Ultratec)	13:40	6,0	116	94	47	47	8,0	10,4	0,2	4,1	1,3	0,8
2. LAS (Sta Tecla)	14:40	9,0	171	417	124	293	5,7	nd	nd	10,1	nd	nd
3. ESQ (Refap)	15:20	9,0	150	130	73	58	nd	nd	0,2	nd	nd	nd
4. LAS (Alvorada)	15:30	8,0	25	54	18	36	nd	nd	nd	3,0	nd	nd
5. ESQ (Ecosan)	16:00	9,0	13	20	11	9,0	6,1	nd	0,2	7,7	nd	nd

Nota: na primeira coluna é apresentado o tipo de efluente externo e a origem deste. A expressão “nd” refere-se a concentrações não detectadas.

A análise qualitativa elementar por fluorescência de raios-x (FRX) da mistura afluente indicou a presença de ferro e cálcio na amostra MA1, além de traços de cobre. Verificou-se que, na amostra de LFS descarregada durante a amostragem de MA1 foi detectada a presença de 10,4% de ferro, 8,0% de cálcio e 4,1% de potássio, além de traços de titânio, zinco e cobre. Segundo Jekins *et al.* (2004) os sais de ferro estão presentes na maioria dos efluentes, e reagem com o sulfeto de hidrogênio, formando precipitados de sulfeto de ferro, ou ainda, de fosfato férrico, que se acumulam nos flocos do lodo, reduzindo as frações voláteis, conforme se observa na Figura 6.2. A presença de cálcio pode estar relacionada com a adição de cal, freqüentemente utilizada para ajuste do pH das cargas externas às faixas estabelecidas para o recebimento na ETE. Os traços de cobre podem ser oriundos das tubulações, da reação das cargas com os tanques de armazenamento, durante o transporte até a ETE, ou ainda decorrentes de contaminantes acumulados e adsorvidos pelos LFS.

e) Campanha de Maio

As coletas do mês de maio foram realizadas numa terça-feira, no turno da tarde, assim que iniciou o ciclo de enchimento da batelada. A vazão média no momento da coleta foi de 84 L/s. Durante a amostragem, foram recebidos seis caminhões tanque contendo efluentes externos.

Na Figura 6.41, encontra-se a variação das cargas da DQO, alcalinidade, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras compostas da mistura afluente. Estão representadas ainda as descargas de efluentes externos ocorridas ao longo dos intervalos de amostragem, correspondendo à entrada de 94 m³ de efluentes, durante a composição dos lotes MA1, MA2, MA3 e MA4, compostos de 6 amostra cada um.

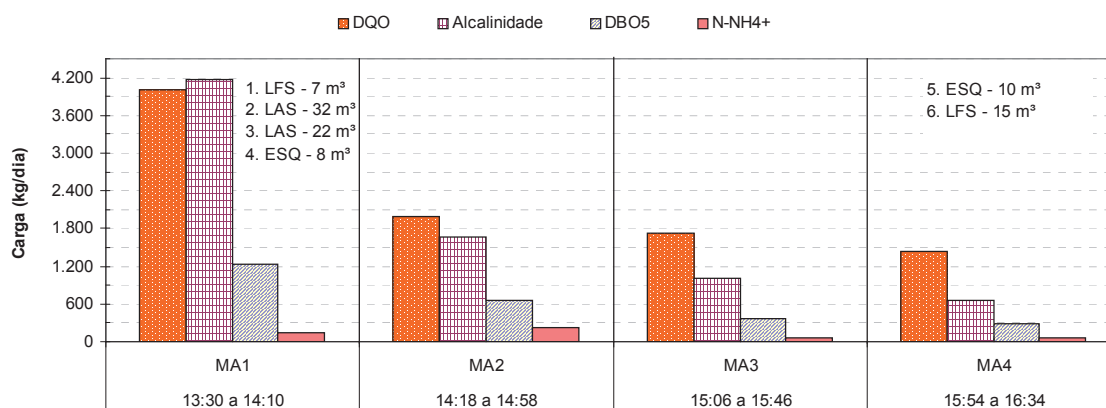


Figura 6.41: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de maio de 2010.

Verifica-se que a amostra MA1 apresentou cargas de DQO e alcalinidade bastante elevadas, conforme apresenta a Figura 6.41. Acredita-se que este efeito seja devido não só as descargas de quatro caminhões tanque em um curto período de tempo, mas também do acúmulo de efluentes externos na câmara de reservação inferior, durante o período de repouso da batelada anterior. Kennedy & Lentz (2000) verificaram que períodos de enchimento mais longos resultaram em menor estresse da microbiota dos lodos ativados, e decréscimo dos efeitos das cargas de choque. Desta forma, pode-se inferir que, o início do ciclo de enchimento da batelada da tarde sempre representará uma carga de choque para o sistema, uma vez que são adicionadas de forma concentrada grandes cargas volumétricas orgânicas.

Durante a amostragem de MA2 e MA3 não ocorreu entrada de efluentes externos, e pode-se verificar que a mistura afluente sofreu diminuição das cargas orgânicas e nitrogenadas.

Na Figura 6.42, encontra-se a variação das cargas da série de sólidos nas amostras compostas da mistura afluente, que correspondem a um lote de 6 amostras cada uma, além da indicação dos efluentes externos descarregados durante o período de amostragem.

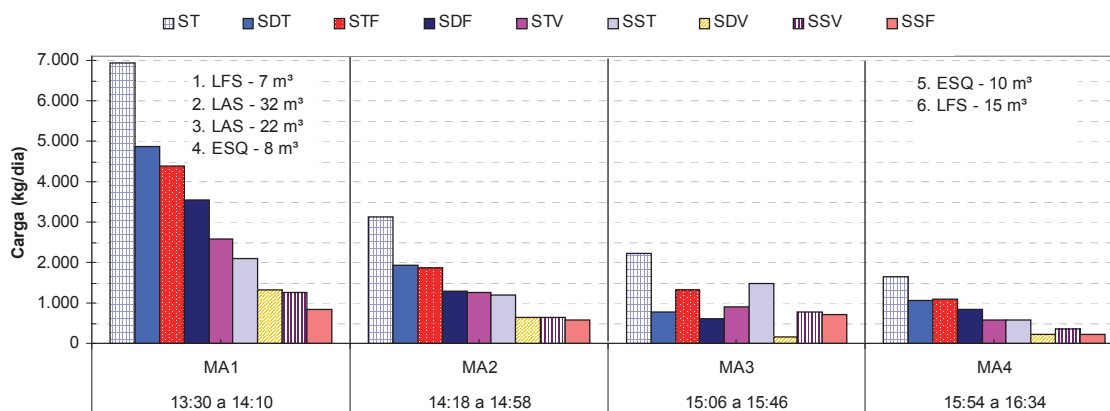


Figura 6.42: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de maio de 2010.

Verificou-se que na amostra MA1, a carga de SDF representou 51% dos ST, enquanto que a fração STV representou apenas 37% dos ST. Verificou-se ainda que ao longo do ciclo de enchimento houve um decréscimo gradativo das cargas de sólidos, ao passo que não houve entrada de efluentes externos durante a amostragem de MA2 e MA3, desta forma a mistura afluente voltou a apresentar características de esgoto fraco.

Na Tabela 6.17, encontra-se a variação das relações SSV/SST e DQO/DBO, do pH e a carga de P_{total} nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo do ciclo de enchimento.

Tabela 6.17: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH e carga de P_{total} nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de maio de 2010.

Amostra	SSV/SST	DQO/DBO	pH	P_{total} (kg/dia)
MA1	0,60	3,3	8,4	41
MA2	0,53	3,1	8,0	24
MA3	0,51	4,7	7,5	18
MA4	0,60	5,0	7,4	12

Na Tabela 6.17, verificou-se que as amostras MA1 e MA4 apresentaram relação SSV/SST 0,6; enquanto que as amostras MA2 e MA3, quando não houve entrada de efluentes externos, apresentaram relações 0,53 e 0,51, respectivamente. Acredita-se que este aumento da fração volátil seja reflexo da entrada de ESQ e LFS, que possuem DBO_5 bastante elevada. Segundo Leite *et al.* (2006), neste tipo de efluente a fração de STV representa mais que 60% dos ST.

Verificou-se que em apenas um ciclo de enchimento da batelada, a carga de SST foi 52% maior que a carga diária de segurança. No entanto, a carga de DBO_5 recebida representou 72% da carga diária de segurança, enquanto a carga de DQO e nitrogenada, ultrapassaram em 32% e 50%, respectivamente, o limite de segurança estabelecido para o recebimento diário. Mais uma vez, verifica-se que é preciso estabelecer um critério para a entrada dos efluentes externos, a fim de evitar que sejam ultrapassadas as cargas de segurança, causando efeitos de choque a microbiota e decréscimo da qualidade do efluente final da ETE.

Na Tabela 6.18, encontra-se a caracterização dos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de fevereiro de 2010, para caracterização da mistura afluyente.

Tabela 6.18: Caracterização do pH, da carga de DQO e sólidos nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de maio de 2010, para caracterização da mistura afluente.

Amostra	Hora	pH	carga (kg)			
			DQO	ST	STV	STF
1. LFS (Rodotubo)	13:40	7,0	296	251	163	88
2. LAS (Lami)	13:45	8,0	68	173	57	116
3. LAS (Canoas)	13:55	9,0	87	180	68	111
4. ESQ (Petrobras)	14:00	9,0	175	163	97	67
5. ESQ (Construcap)	16:30	9,0	11	7	4	3
6. LFS (Sthill)	16:30	7,0	308	504	299	205

Nota: na primeira coluna é apresentado o tipo de efluente externo e a origem.

Confirma-se pela Tabela 6.18 que a maior fração de sólidos nas amostras de LFS e ESQ apresentavam-se na forma volátil. No mês de maio devido a problemas técnicos não foi realizada a análise elementar por fluorescência de raios-x.

f) Campanha de Junho

As coletas do mês de junho foram realizadas numa segunda-feira, no turno da tarde, assim que iniciou o ciclo de enchimento da batelada. A vazão média no momento da coleta foi de 61 L/s. Durante a amostragem foram recebidos cinco caminhões tanque contendo efluentes externos, no entanto, foram coletadas amostras de todos os caminhões que descarregaram no período de repouso do ciclo anterior que antecedeu a etapa de enchimento do turno da tarde. Um problema no amostrador automático fez com que houvesse uma pausa entre as coletas das amostras MA2 e MA3.

Na Figura 6.43, encontra-se a variação das cargas da DQO, alcalinidade, DBO_5 e $N-NH_4^+$ nas amostras compostas da mistura afluente. Estão representadas ainda as descargas de efluentes externos ocorridas ao longo dos intervalos de amostragem, durante a composição de MA1, MA2, MA3 e MA4, que correspondem a lotes de 6 amostras cada uma. A etapa de repouso compreende o intervalo entre o ciclo de enchimento da batelada da manhã e da tarde. A pausa compreende o período em que ocorreu falha no amostrador automático.

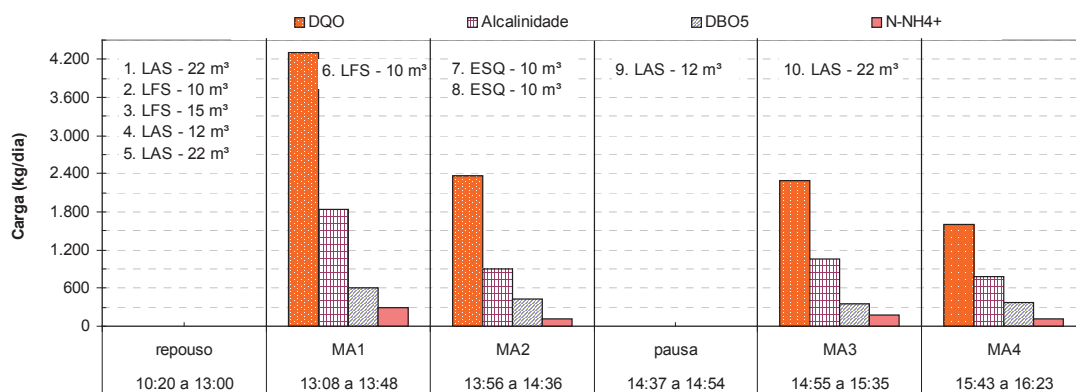


Figura 6.43: Variação das cargas de alcalinidade, DQO, DBO₅ e N-NH₄⁺ nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de junho de 2010.

Verificou-se que a amostra MA1 apresentou cargas de DQO, alcalinidade e nitrogênio bastante elevadas, certamente em função do acúmulo das descargas de efluentes externos, ocorridas durante o período de repouso da batelada anterior na câmara de reservação inferior. Conforme já havia sido observado, o início do ciclo de enchimento do turno da tarde constitui-se numa carga de choque para o sistema devido às altas concentrações que são introduzidas no reator de forma pontual.

Observou-se que nas amostras MA2 e MA3, mesmo após a entrada de efluentes externos, não houve alterações relevantes em relação às cargas de DQO. No entanto, observou-se um pequeno aumento da alcalinidade (18%), e nitrogênio (37,5%) após a entrada de duas cargas de LAS na amostra MA3 em relação a MA2.

Na Figura 6.44, encontra-se a variação das cargas da série de sólidos nas amostras compostas da mistura afluyente, que correspondem a lotes de 6 amostras cada uma, além da indicação dos efluentes externos descarregados durante o período de amostragem.

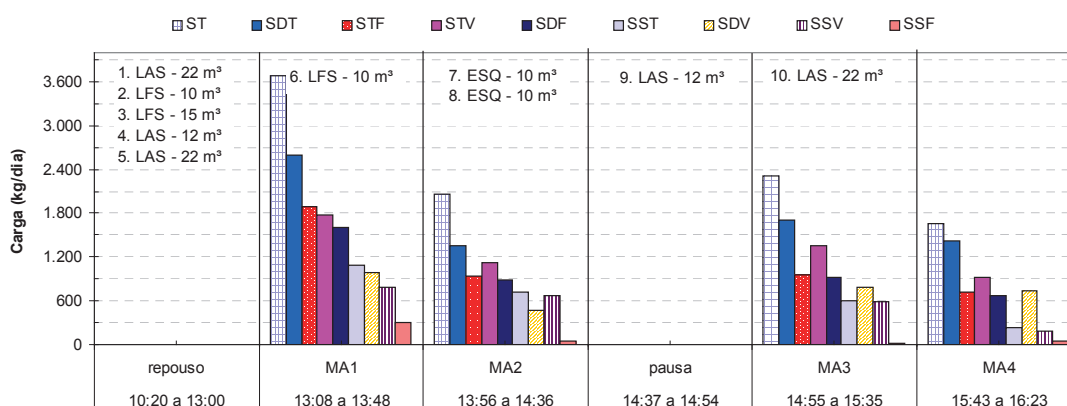


Figura 6.44: Variação das cargas da série de sólidos nas amostras da mistura afluyente, coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de junho de 2010.

Verificou-se que a carga de sólidos da amostra MA1 foi bastante elevada (3.679 kg ST/dia), sendo que apenas 48% constituía a fração volátil (STV). Na amostra MA2 observou-se um decréscimo de 44% dos ST, mesmo após a entrada de duas cargas de ESQ, provavelmente devido ao efeito da diluição promovido pela entrada de esgoto sanitário. Na amostra MA3 observou-se um aumento de 12% nos ST, sendo que 59% representava a fração volátil (STV).

Na Tabela 6.19, encontra-se a variação das relações SSV/SST e DQO/DBO, do pH, a carga de P_{total} nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo do ciclo de enchimento.

Tabela 6.19: Relações SSV/SST e DQO/DBO, pH e carga de P_{total} nas amostras da mistura afluyente (MA), coletadas ao longo de um ciclo de enchimento do mês de junho de 2010.

Amostra	SSV/SST	DQO/DBO	pH	P_{total} (kg/dia)
MA1	0,73	7,1	7,6	23
MA2	0,93	5,6	7,3	14
MA3	0,96	6,7	7,3	15
MA4	0,78	4,3	7,1	15

Verificou-se que, nas amostras coletadas, a relação SSV/SST aproximou-se da relação típica para esgotos sanitários, entre 0,75 e 0,80, conforme descrito por Jordão & Pessoa (2009). No entanto, as altas relações DQO/DBO são características de lodos já digeridos e compostos de baixa biodegradabilidade, como os LFS e LAS. Leite *et al.* (2006) verificaram que em LFS da cidade de Curitiba, a relação DQO/DBO variou entre 1,66 e 15,30; com média 4,89. No caso da ETE Canoas – CORSAN, a baixa relação DQO/DBO também pode ser verificada na Figura 6.43, onde observa-se as baixas cargas de DBO_5 afluentes ao sistema, se comparadas com as cargas de DQO.

Verificou-se ainda, que a amostra MA1 apresentou uma carga elevada de fósforo, o que constitui um problema para o atendimento da legislação. Segundo Sant'Anna Jr (2010), em estações convencionais não concebidas para promover a remoção de nutrientes, não se esperam remoções de fósforo maiores que 50%. A Licença de operação da ETE Canoas – CORSAN é bastante restritiva e determina lançamentos com concentração máxima de 1 mg/L de P_{total} ou com 75% de eficiência de remoção, que dificilmente são atingidos, conforme se pode observar nas Figuras 6.19 e 6.20.

A carga de SST recebida durante um ciclo de enchimento da batelada, representou 75% da carga diária de segurança calculada e a carga de DBO_5 , apenas 50%. No entanto, a

carga de DQO ultrapassou em 52% a carga diária de segurança calculada, e a carga nitrogenada ultrapassou em 6% a carga máxima diária recomendada.

Na Tabela 6.20, encontra-se a caracterização dos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de junho de 2010, para caracterização da mistura afluyente.

Tabela 6.20: Caracterização do pH, da carga de DQO, sólidos e o percentual de elementos químicos detectados nos efluentes externos descarregados na ETE Canoas – CORSAN, ao longo do ciclo de enchimento, durante a amostragem ocorrida no mês de junho de 2010, para caracterização da mistura afluyente.

Amostra	Hora	pH	carga (kg)			
			DQO	ST	STV	STF
1. LAS (Canoas)	10:20	8,0	52	74	26	52
2. LFS (Dana)	11:20	7,0	341	240	134	107
3. LFS (Refap)	11:25	7,0	280	124	105	19
4. LAS (Guaíba)	11:45	8,0	75	62	22	40
5. LAS (Canoas)	12:20	8,0	21	47	15	32
6. LFS (Shopping Serra)	13:30	9,0	356	304	196	108
7. ESQ (Petrobras)	13:50	9,0	49	36	20	16
8. ESQ (Construcap)	14:00	9,0	37	21	11	9
9. LAS (Guaíba)	14:40	8,0	30	24	11	13
10. LAS (Canoas)	14:55	8,0	36	74	27	46

Verificou-se na Tabela 6.20 que as amostras de LFS apresentaram as maiores cargas de DQO e sólidos, sendo que, as frações voláteis foram predominantes nas três amostras (STV variou entre 56% a 86% dos ST). Entretanto nos LAS predominaram as frações fixas, com variação de STF entre 54% e 70% dos ST, enquanto nos ESQ predominaram as frações voláteis (STV variam entre 52% e 56% dos ST).

De uma forma geral, durante os meses em que foi realizada a caracterização da mistura afluyente, verificou-se grande variação das características físico-químicas durante o ciclo de enchimento da batelada. Além disso, verificou-se que, na maioria das coletas realizadas, ao longo de um único ciclo já foram atingidas as cargas diárias de segurança ou até mesmo, a carga diária máxima recomendada, principalmente no caso da nitrogenada.

Desta forma, entende-se que a existência de um tanque pulmão para a descarga dos caminhões tanque antes da câmara de reserva inferior, e a inserção de uma etapa de tratamento preliminar, para a remoção de sólidos, matéria orgânica, e nutrientes na entrada do sistema poderia reduzir os efeitos das cargas de choque, permitindo um melhor controle sobre a entrada de efluentes externos, com a fixação, por exemplo, de uma faixa percentual ideal para a diluição dos efluentes externos.

6.5 MONITORAMENTO DOS EFLUENTES EXTERNOS RECEBIDOS NA ETE CANOAS – CORSAN

O monitoramento dos efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN, é feito através da inspeção visual, no momento da descarga, para verificar se há presença de óleos e graxas ou matérias flutuantes em excesso, pela verificação do pH, que deve estar entre 6 e 9, e pela coleta de amostras para análise de DQO. São coletadas amostras a cada 750 m³ de LAS e 300 m³ de LFS recebidos, além de duas amostras por mês de cada empresa transportadora de ESQ. Os resultados aqui apresentados referem-se ao período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

Para análise estatística, o conjunto de dados mensais foi agrupado de acordo com o tipo de efluente externo (LAS, LFS ou ESQ). Foram calculadas as medidas de tendência central e dispersão para cada grupo: média aritmética, mediana, desvio padrão e variância.

a) Relação dos Lixiviados de Aterro Sanitário (LAS) recebidos.

Entre janeiro de 2009 e agosto de 2010 foram recebidos 104.350 m³ de LAS, provenientes de dez aterros sanitários, sendo eles:

(i) Aterro Sanitário Santa Tecla, já desativado, localizado em Gravataí e contribuindo com cerca de 790 m³/semana de LAS, retirados após o pré-tratamento em uma série de quatro lagoas;

(ii) Aterro Sanitário do Lami, já desativado, localizado em Porto Alegre, com contribuição de aproximadamente 540 m³/semana de LAS, pré-tratados em uma lagoa aerada;

(iii) Aterro Sanitário Municipal de Canoas, em operação e contribuindo com cerca de 380 m³/semana, pré-tratados em uma série de cinco lagoas;

(iv) Central de Disposição Final de Resíduos Industriais Classe II, localizado em Sapucaia do Sul, em operação e com contribuição de 45 m³/semana de LAS, bombeados de três tanques de acumulação existentes no aterro;

(v) Aterro Controlado Municipal de Alvorada, em operação e contribuindo com cerca de 180 m³/semana, bombeados da lagoa de contenção de percolados;

(vi) Aterro Controlado Municipal de Guaíba, em operação e contribuindo com cerca de 720 m³/mês, bombeados a cada dois meses de três lagoas de acumulação de lixiviados;

(vii) Aterro Controlado Municipal de Estância Velha, que envia eventualmente o excesso de lixiviado gerado nas duas células encerradas e na central de triagem de resíduos, armazenados em um tanque de acumulação;

(viii) LAS gerados nos Aterros Sanitários Municipais de Esmeralda do Sul e Pinhal da Serra, os quais são bombeados da lagoa de contenção de percolados e, recebidos de forma eventual, na quantidade aproximada de 30 m³/semestre, cada;

(ix) Aterro Ambientuus Tecnologia Ambiental, localizado em Cachoeirinha, que envia eventualmente o excesso de percolado acumulado na lagoa de contenção. Este aterro recebe resíduos perigosos, classe I.

Na Tabela 6.21 encontra-se o resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) das amostras de LAS recebidas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Tabela 6.21: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) da concentração de DQO das amostras de lixiviados de aterros sanitários (LAS) analisadas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	DQO (kg/m ³)				
	N	Mediana	Média ± desv pad	Faixa de variação	Variância
jan/09	6	4,3	4,6 ± 1,5	2,7 a 6,4	2,4
fev/09	7	3,0	3,2 ± 1,7	0,68 a 4,9	2,9
mar/09	6	4,6	4,4 ± 2,1	1,9 a 7,2	4,4
abr/09	7	4,8	5,1 ± 2,8	2,0 a 10	7,7
mai/09	5	5,5	4,9 ± 1,7	2,0 a 6,0	2,8
jun/09	4	4,5	3,9 ± 2,7	0,24 a 6,3	7,3
jul/09	5	3,1	3,4 ± 1,8	1,8 a 6,2	3,4
ago/09	5	2,2	3,1 ± 1,8	1,2 a 5,7	3,2
set/09	6	4,0	3,9 ± 2,1	1,0 a 7,2	4,5
out/09	7	4,7	6,6 ± 6,7	0,92 a 21	45
nov/09	8	3,1	3,1 ± 2,2	0,69 a 7,6	5,0
dez/09	7	3,3	3,4 ± 1,8	1,0 a 6,6	3,2
jan/10	4	2,2	2,6 ± 0,85	2,1 a 3,9	0,73
fev/10	7	2,2	2,8 ± 1,9	1,2 a 6,5	3,6
mar/10	9	3,4	2,8 ± 1,5	0,62 a 5,0	2,3
abr/10	8	3,7	3,6 ± 1,8	0,54 a 6,4	3,4
mai/10	10	1,9	2,8 ± 2,1	0,72 a 6,4	4,4
jun/10	10	3,4	4,1 ± 2,5	0,97 a 8,9	6,2
jul/10	6	1,2	2,5 ± 2,9	0,66 a 8,0	8,2
ago/10	9	3,8	4,0 ± 2,5	0,81 a 7,8	6,2

Nota: N- número de amostras analisadas.

Foram analisadas 136 amostras de LAS, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, que tiveram a concentração média de 3,7 kg/m³ DQO. Verificou-se na Tabela 6.21,

que apesar das diferentes origens e estágio de degradação dos aterros que enviam seus LAS para pós-tratamento na ETE Canoas – CORSAN, a variação das concentrações da DQO dos LAS analisados pode ser considerada pequena, se comparada com os demais efluentes externos recebidos (vide Tabelas 6.22 e 6.23), o que pode ser comprovado pelos valores de desvio padrão (variação de 0,9 a 6,7 kg/m³ DQO). O distanciamento entre os valores mínimos e máximos encontrados (0,24 kg/m³ DQO e 21 kg/m³ DQO, respectivamente), no entanto, fez com que houvessem valores elevados de variância das amostras (0,7 a 46 kg/m³ DQO), chegando a ultrapassar a média aritmética encontrada, em alguns meses (junho e agosto de 2010, por exemplo), o que evidencia a dispersão dos dados.

Segundo Ingunza *et al.* (2009), a diferença entre os valores das médias aritméticas em relação às medianas, indica a ausência de normalidade dos dados. Enquanto a média aritmética variou entre 2,5 kg/m³ DQO e 6,6 kg/m³ DQO, a mediana apresentou valores variando entre 1,2 kg/m³ DQO e 5,5 kg/m³ DQO. Isto ocorre provavelmente porque, com o uso da mediana como medida de tendência central evita-se a distorção dos resultados devido aos valores extremos mínimos e máximos (INGUNZA *et al.*, 2009). Por este motivo, optou-se pelo emprego da mediana como medida de tendência central para o cálculo da carga de DQO dos LAS, utilizada na seção 6.5.d; para verificar a influência dos efluentes externos em relação à eficiência de remoção de DQO.

b) Relação dos Lodos de Fossas Sépticas (LFS) recebidos.

Entre janeiro de 2009 e agosto de 2010 foram recebidos 32.936 m³ de LFS, transportados por diversas empresas “limpa-fossa”, sendo provenientes de condomínios, residências, estabelecimentos comerciais e industriais.

Na Tabela 6.22 encontra-se o resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) das amostras de LFS recebidas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Tabela 6.22: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) da concentração de DQO das amostras de lodos de fossas sépticas (LFS) analisadas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	DQO (kg/m ³)				
	N	Mediana	Média ± desv pad	Faixa de variação	Variância
jan/09	7	20	24 ± 21	1,4 a 52	462
fev/09	8	5,7	20 ± 25	0,81 a 65	601
mar/09	8	45	36 ± 29	0,55 a 70	834
abr/09	6	18	20 ± 19	0,16 a 52	370
mai/09	8	7,9	15 ± 20	0,36 a 57	376
jun/09	13	3,3	14 ± 24	0,20 a 87	574
jul/09	8	1,7	5,5 ± 9,6	0,44 a 29	92
ago/09	4	1,6	1,8 ± 1,5	0,11 a 3,8	2,3
set/09	3	2,3	5,4 ± 5,9	1,7 a 12,3	35
out/09	3	2,0	2,0 ± 0,55	1,5 a 2,5	0,30
nov/09	5	3,8	14 ± 22	1,9 a 54	498
dez/09	3	4,4	3,7 ± 1,8	1,6 a 5,0	3,2
jan/10	3	2,1	2,0 ± 0,72	1,2 a 2,6	0,52
fev/10	3	1,8	7,5 ± 11	0,67 a 20	118
mar/10	9	2,7	18 ± 31	0,36 a 90	976
abr/10	11	13	49 ± 76	0,31 a 247	5.814
mai/10	7	7,7	17 ± 17	0,52 a 42	275
jun/10	9	19	97 ± 238	2,1 a 731	56.756
jul/10	5	35	36 ± 36	1,6 a 83	1.288
ago/10	2	340	340 ± 357	88 a 593	127.205

Nota: N- número de amostras analisadas.

Foram analisadas 125 amostras de LFS, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, que apresentaram a concentração média de 36 kg/m³ DQO. No entanto, verificou-se grande variação nas concentrações da DQO dos LFS analisados, o que pode ser comprovado pelos valores elevados de desvio padrão (variação de 0,55 a 357 kg/m³ DQO) e variância das amostras (variação de 0,30 a 127.205 kg/m³ DQO), que, em alguns meses ultrapassaram em mais de 100 vezes a média aritmética encontrada (por exemplo, em abril de 2010), o que comprova a grande dispersão dos dados, além do distanciamento entre os valores mínimos e máximos encontrados (0,11 e 731 kg/m³ DQO, respectivamente). Segundo Leite *et al.* (2006), essa dispersão de valores é inerente a esse tipo de resíduo uma vez que os LFS são provenientes de diferentes unidades físicas, tendo diferentes contribuintes (residências, restaurantes, hospitais, etc.), manutenção e operação. Segundo Gonçalves (2008), os LFS apresentam variações de composição que vão desde características de esgotos sanitários, até características típicas de lodos.

Na Tabela 6.22 observou-se, ainda, que os LFS apresentaram maior variação nas concentrações de DQO, se comparados aos LAS, o que se refletiu no distanciamento maior

dos valores das médias aritméticas em relação às medianas, o que, segundo Ingunza *et al.* (2009) indica a ausência de normalidade dos dados. No mês de fevereiro de 2009, por exemplo, a média foi 3,5 vezes maior do que a mediana encontrada. Por este motivo, da mesma forma que nos LAS, optou-se pelo emprego da mediana como medida de tendência central para o cálculo da carga de DQO dos LFS, utilizada na seção 6.5.d; para verificar a influência dos efluentes externos em relação à eficiência de remoção de DQO.

c) Relação dos Efluentes de Sanitários Químicos (ESQ) recebidos.

Entre janeiro de 2009 e agosto de 2010 foram recebidos 6.806 m³ de ESQ, transportados para a ETE através de caminhões tanque. Os sanitários químicos portáteis tiveram diferentes procedências, dentre elas: locais públicos, eventos e canteiros de obra da construção civil.

Como não foram encontrados muitos dados referentes à caracterização dos ESQ na literatura, considerou-se importante a realização de uma coleta. Foram escolhidos aleatoriamente 4 caminhões tanque, um de cada empresa transportadora e coletadas amostras, nas quais foram analisados os seguintes parâmetros: SST, DBO₅, DQO, P_{total} e N-NH₄⁺. Os resultados encontrados estão apresentados na Tabela 6.23.

Tabela 6.23: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) dos resultados encontrados nas análises de SST, DBO₅, DQO, P_{total} e N-NH₄⁺, nas amostras de efluentes de sanitários químicos portáteis (ESQ) coletadas aleatoriamente em quatro caminhões tanque que descarregaram na ETE Canoas – CORSAN.

Parâmetro	SST (mg/L)	DBO ₅ (mg/L O ₂)	DQO (mg/L O ₂)	P total (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
N	4	4	4	4	4
Mediana	9.295	2.015	23.129	248	2.723
Média ± desv pad	11.781 ± 9.064	2.242 ± 2.042	25.229 ± 21.092	242 ± 176	2.361 ± 1.335
Faixa de variação	4.105 a 24.430	240 a 4.700	6.866 a 47.793	78 a 394	498 a 3.500
Variância	82.163.899	4.169.967	444.887.459	30.901	1.782.860

N: número total de amostras.

Verificou-se, na Tabela 6.23, que as amostras de ESQ apresentaram concentrações bastante elevadas em todos os parâmetros analisados, além de grandes variações nestas concentrações, o que pode ser comprovado pelos valores de desvio padrão altíssimos (por exemplo, para DQO o desvio padrão foi 21.092 mg/L O₂) e variância das amostras (valores na ordem de milhões), além do distanciamento entre os valores mínimos e

máximos encontrados (por exemplo, o valor máximo da DBO₅ foi 19,5 vezes maior do que o valor mínimo encontrado).

Observou-se que os resultados encontrados em nada se assemelham aos esgotos sanitários típicos, pois apresentam cargas de sólidos, orgânicos e de nutrientes muito maiores do que as encontradas nos esgotos, confirmando os dados encontrados na literatura (Tabela 3.4). Observou-se ainda, que a relação DQO/DBO variou entre 2,5 e 51,4; com média de 22,7; indicando difícil tratabilidade biológica.

Na Tabela 6.24 encontra-se o resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) das amostras de ESQ enviadas para análise da DQO, no período de janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Tabela 6.24: Resumo estatístico (desvio padrão, valores mínimos e máximos, média aritmética, mediana e variância) da concentração de DQO das amostras de efluentes de sanitários químicos portáteis (ESQ) analisadas entre janeiro de 2009 e agosto de 2010.

Mês/ano	DQO (kg/m ³)				
	N	Mediana	Média ± desv pad	Faixa de variação	Variância
jan/09	4	7,5	7,3 ± 5,7	1,8 a 13	33
fev/09	4	10	8,7 ± 5,1	1,3 a 13	26
mar/09	5	8,8	7,8 ± 3,8	3,1 a 13	14
abr/09	6	15	14 ± 7,5	3,0 a 23	56
mai/09	7	9,7	13 ± 8,1	2,0 a 24	66
jun/09	7	16	15 ± 6,9	6,6 a 24	48
jul/09	6	12	20 ± 17	4,9 a 48	289
ago/09	5	12	14 ± 7,3	5,9 a 22	54
set/09	8	14	16 ± 7,0	5,4 a 25	49
out/09	6	13	12 ± 4,3	7,0 a 18	18
nov/09	8	11	11 ± 4,9	3,9 a 18	24
dez/09	4	13	17 ± 12	7,5 a 34	138
jan/10	6	14	17 ± 13	1,6 a 35	158
fev/10	4	10	14 ± 14	2,4 a 34	187
mar/10	7	12	15 ± 10	5,0 a 34	100
abr/10	6	14	19 ± 13	5,3 a 38	160
mai/10	10	11	18 ± 17	0,50 a 48	298
jun/10	6	17	28 ± 27	3,7 a 69	747
jul/10	3	32	27 ± 17	8,5 a 42	295
ago/10	6	20	20 ± 11	4,6 a 35	111

N: número total de amostras.

Foram analisadas 118 amostras de ESQ, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010, as quais apresentaram concentração média de 16 kg/m³ DQO. Verificou-se que as concentrações da DQO dos ESQ analisados, foram mais baixas do que as concentrações apresentadas pelos LFS (média de 36 kg/m³ DQO), assim como a variação entre os

resultados, o que pode ser comprovado pelos valores de desvio padrão (variação de 3,8 a 27 kg/m³ DQO) e variância das amostras (variação de 14 a 747 kg/m³ DQO) calculados. No entanto, observou-se que a variância das amostras ultrapassou a média aritmética e a mediana encontrada, ao longo de todos os meses de estudo. No mês de julho de 2009, por exemplo, a variância foi 14,5 vezes maior do que a média aritmética e 24 vezes maior do que a mediana, confirmando a dispersão dos dados.

Além disso, observou-se que, a partir de dezembro de 2009 houve um aumento nos valores máximos encontrados, o que se refletiu no aumento também da variância das amostras, em consequência do distanciamento entre os valores mínimos e máximos encontrados (0,50 kg/m³ DQO e 69 kg/m³ DQO, respectivamente).

Por este motivo, optou-se pelo emprego da mediana como medida de tendência central para o cálculo da carga de DQO dos ESQ, utilizada na seção 6.5.d para verificar a influência dos efluentes externos em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

d) Monitoramento do volume de efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN

A contabilização do volume de efluentes externos recebidos foi baseada nos Manifestos de Transporte de Resíduos (MTR) apresentados pelas empresas transportadoras no momento da descarga. Na Figura 6.45 estão representados, em escala logarítmica, os volumes de efluentes externos recebidos, em comparação com o volume total da mistura afluyente (MA).

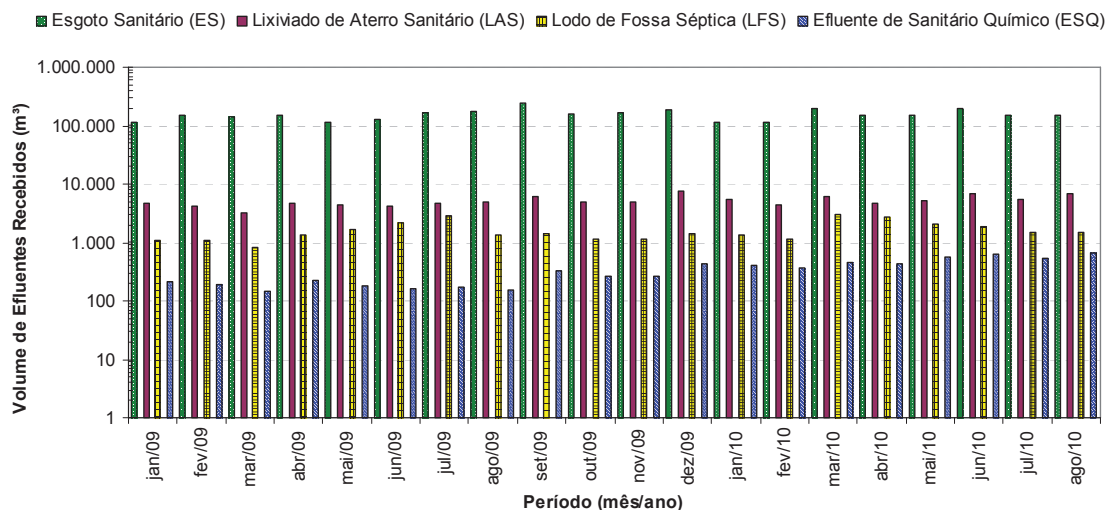


Figura 6.45: Volume de efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN entre 2009 e agosto de 2010.

Nota: o eixo Y encontra-se em escala logarítmica.

Observa-se que há uma certa regularidade quanto às proporções de cada tipo de efluente recebido. Entre os meses de janeiro e maio de 2009, foram feitas apenas anotações mensais das quantidades descarregadas para cada tipo de efluente externo. Entre junho e agosto de 2009, no entanto, foram feitas anotações diárias dos efluentes recebidos, sendo possível verificar a variação dos volumes descarregados. Entre os meses de setembro de 2009 a março de 2010, devido a uma mudança na planilha de operação, novamente deixou-se de anotar o volume diário de cada tipo de efluente externo recebido, o que voltou a acontecer entre os meses de abril e agosto de 2010.

Na Figura 6.46, verifica-se o volume percentual de efluentes externos recebidos, em relação ao volume total de efluentes tratados na ETE Canoas – CORSAN, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010.

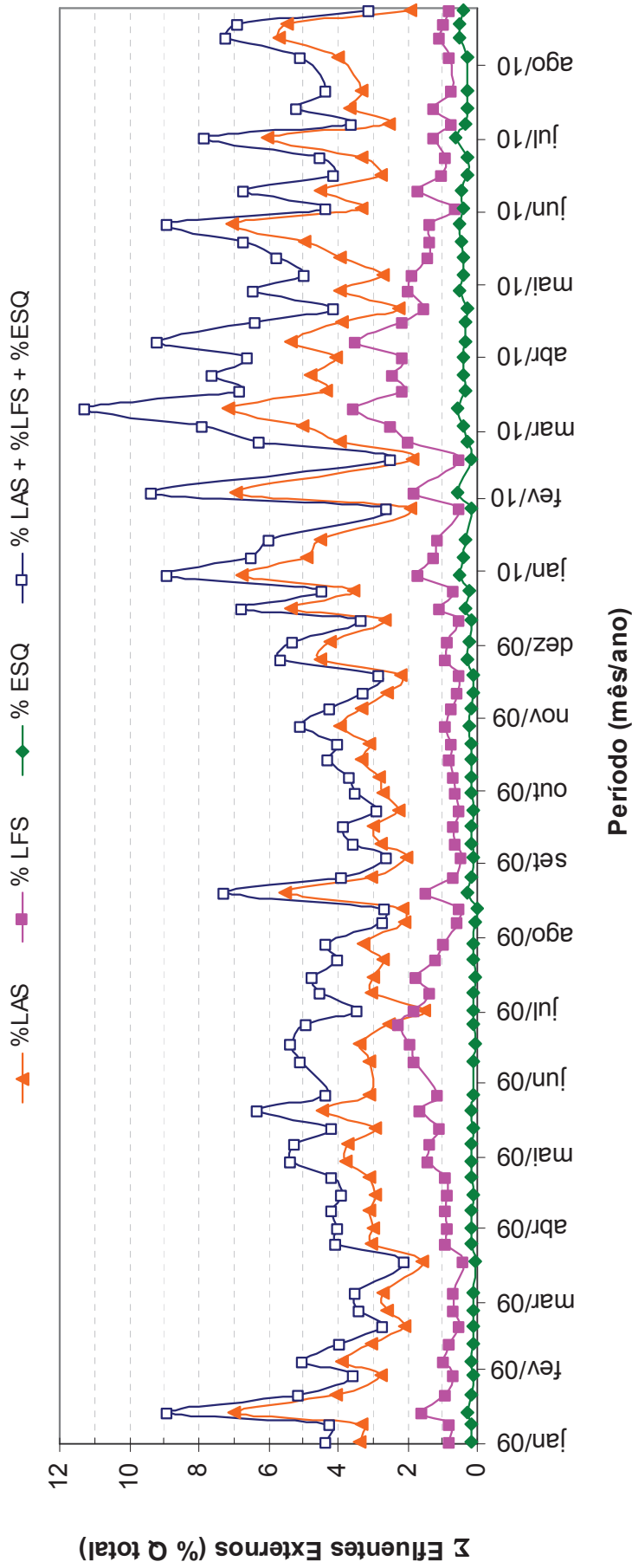


Figura 6.46: Somatório do volume percentual de efluentes externos recebidos, em relação a 100% do volume total da mistura afluyente (efluentes externos + esgoto sanitário).

Observou-se que, no período estudado a soma dos volumes de efluentes externos recebidos variou entre 2,1% e 11,3% da vazão total (efluentes externos + esgoto sanitário) tratada na ETE. A média percentual de vazão de efluentes externos em relação ao esgoto sanitário afluente situou-se em 5,0%. Observa-se que este valor está acima dos 2% de diluição, sugeridos por Ferreira *et al.* (2009) para o tratamento combinado. Neste período, o percentual de diluição de LAS na mistura afluente variou entre 1,5% e 7,1%, com valor médio de 3,6% LAS. O percentual de LFS na mistura afluente variou entre 0,4% e 3,6%, com valor médio de 1,2% LFS. O percentual de ESQ na mistura afluente variou entre 0,01% e 0,6%, com valor médio de 0,2% ESQ.

O percentual de 10% de LAS, em volume, é citado por vários autores como o limite máximo para que os RSB alcancem boas eficiências de remoção de matéria orgânica, sem inibição significativa dos processos de nitrificação (DIAMADOPOULOS *et al.*, 1997 apud FERREIRA *et al.*, 2009; ÇEÇEN & ÇAKIROGLU, 2001; NECZAJ *et al.*, 2005; NECZAJ *et al.*, 2007). No entanto, na maioria dos estudos publicados, conforme os percentuais de mistura foram aumentando, foram relatadas diminuições da remoção de $N-NH_4^+$, DBO_5 e DQO, e conseqüente degradação do efluente final, sendo necessários tratamentos químicos ou físicos adicionais, como a floculação química, adição de CAP ou sonificação, para manter o efluente final em condições aceitáveis de lançamento, frente às proporções maiores de diluição LAS:esgoto sanitário (ÇEÇEN & ÇAKIROGLU, 2001; BORGHI *et al.*, 2003; NECZAJ *et al.*, 2007). Pode-se inferir, portanto que, para o recebimento de um volume tão grande de efluentes externos, seria recomendada a adição de algum processo adicional de tratamento na ETE Canoas – CORSAN, anterior ao tratamento biológico, para a remoção de material inerte e excesso da carga nitrogenada, ou ainda, a inclusão de uma etapa de tratamento terciário, como uma lagoa de polimento ou banhados construídos, para a remoção adicional de nutrientes.

Na Figura 6.47 são apresentadas as relações percentuais entre a carga de DQO dos efluentes externos e a carga total de DQO da mistura afluente. Salienta-se que, conforme já relatado, nos meses em que houve apenas anotações mensais de volume, esses percentuais representam as médias semanais estimadas. Por este motivo, a análise realizada para relacionar a variação da eficiência de remoção de DQO apresentada pelo sistema, em função do tipo e quantidade de efluentes externos recebidos, foi referentes apenas aos seguintes períodos: junho a agosto de 2009, e abril a agosto de 2010.

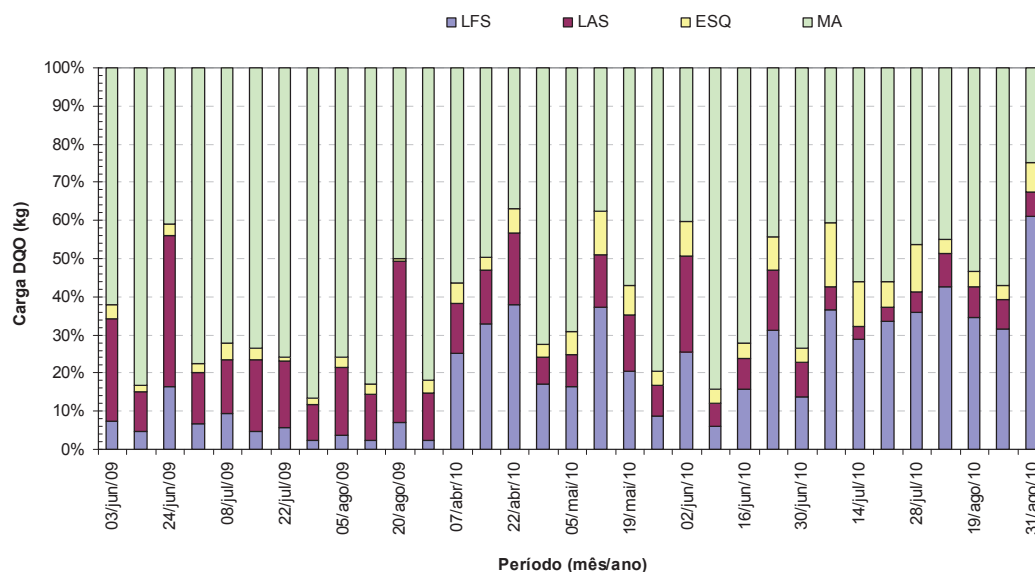


Figura 6.47: Relação percentual entre a carga de DQO dos efluentes externos recebidos e a carga total de DQO da mistura afluyente na ETE Canoas – CORSAN, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.

Observou-se que, no período estudado, a contribuição dos efluentes externos para a carga total da DQO variou entre 14% e 74%, com média de 39%. A contribuição média dos LAS na carga total da DQO afluyente foi de 13%, com variação entre 4% e 42%. A contribuição média dos LFS na carga total da DQO afluyente foi 23%, com variação entre 2% e 62%. A contribuição média dos ESQ na carga total da DQO afluyente foi de 5%, com variação entre 0,5% e 17%. Portanto, pode-se concluir que os LFS foram os efluentes externos que exerceram maior influência para a carga total da DQO afluyente da ETE Canoas – CORSAN no período estudado, embora sua entrada no sistema tenha sido em volumes muito menores do que os LAS.

Çeçen & Aktas (2001) verificaram que uma diluição de 20% de LAS em ES (em volume) representou 72% da carga de DQO total afluyente. Verificou-se que, no caso da ETE Canoas – CORSAN, com um percentual máximo de 11,3% de diluição, a carga da DQO afluyente, em consequência dos efluentes externos recebidos, chegou a 74% da DQO total. Segundo Çeçen & Aktas (2001), grandes diluições de LAS nos ES tem como consequência não só o aumento das cargas orgânicas e nitrogenadas, mas a entrada no sistema de um alto nível de substâncias tóxicas e inibitórias, que, além de aumentar a DQO residual, causam problemas de sedimentação dos flocos, pela inibição da microbiota, e decréscimo na eficiência do sistema de lodos ativados. Neczaj *et al.* (2008) verificaram que um aumento na carga orgânica afluyente, de 0,8 kg DBO₅/dia para 1,2 kg DBO₅/dia,

representou um atraso de 2 dias para a completa estabilização do sistema, causando a deterioração do efluente final do RSB. De forma análoga, pode-se inferir que, a submissão da microbiota presente no RSB da ETE Canoas – CORSAN, às cargas orgânicas variadas e extremamente elevadas, e a entrada de metais pesados e outras substâncias tóxicas no sistema, trazidas pelos efluentes externos, conforme observado na seção 6.4, estão causando instabilidade e degradação do efluente final da estação, o que pode ser observado nas Figuras 6.7, 6.12, 6.14, 6.19 e 6.24.

Na Figura 6.48 estão representadas as cargas de DQO dos efluentes externos (LAS, LFS e ESQ) encontradas no período estudado, em comparação com a carga diária de segurança, calculada em função dos dados de projeto da ETE Canoas – CORSAN.

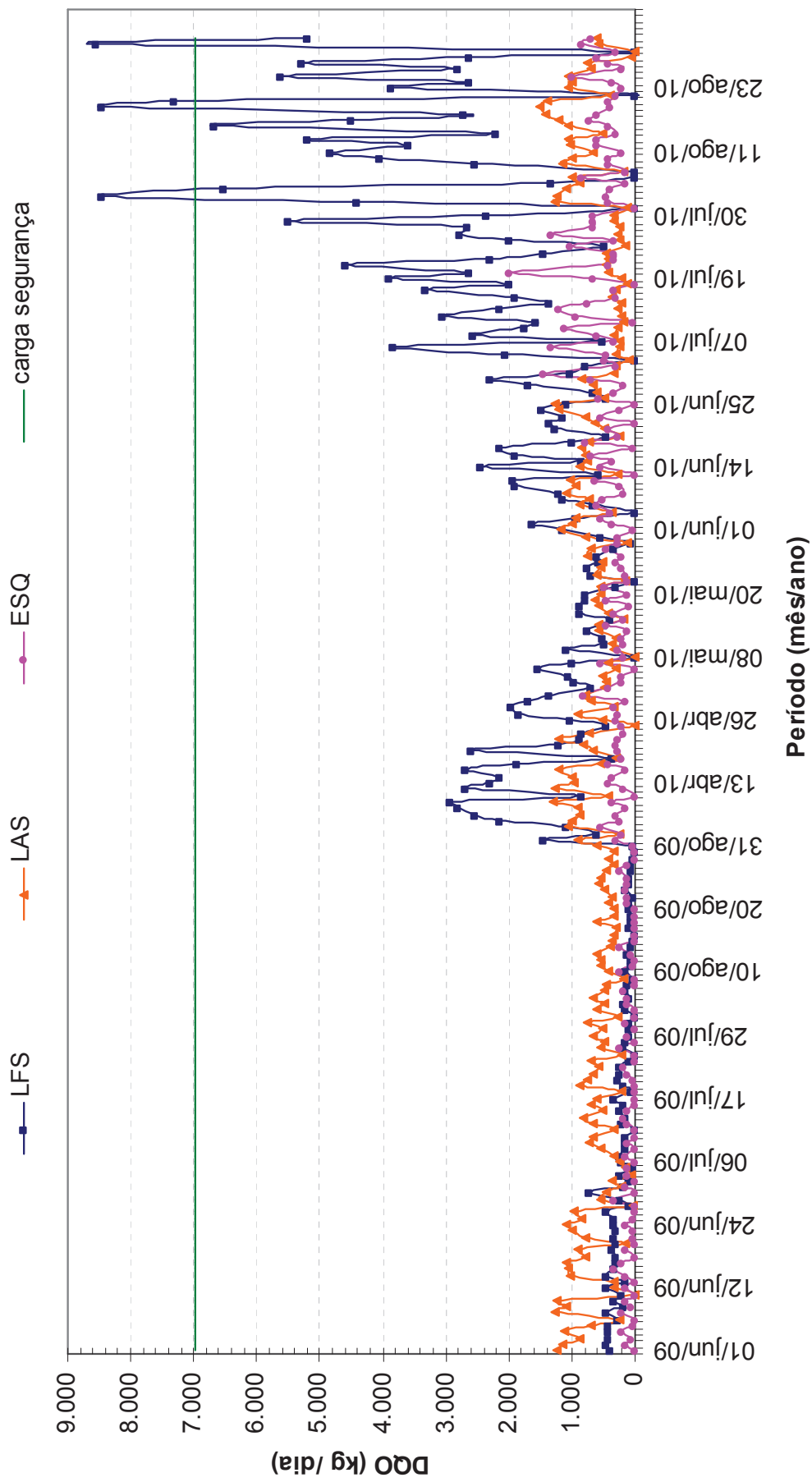


Figura 6.48: Comparação da carga de DQO dos efluentes externos recebidos (LAS, LFS e ESQ) e a carga diária de segurança, calculada em função dos parâmetros de projeto da ETE Canoas – CORSAN, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.

Observou-se que houve um aumento considerável nas cargas orgânicas referentes aos efluentes externos, no ano de 2010, em comparação com o ano anterior. Verificou-se, ainda, que em 2009, os LAS apresentavam as maiores cargas de DQO, em comparação com os demais efluentes externos (LAS e ESQ). No entanto, em 2010, os LFS passaram a apresentar as cargas de DQO mais elevadas, superando, inclusive, a carga diária de segurança recomendada (6.964 kg DQO/dia) nas amostras analisadas no mês de agosto de 2010.

Na Figura 6.49 é apresentada a contribuição de cada tipo de efluente externo para a carga total de DQO em comparação com a eficiência de remoção de DQO nos períodos estudados.

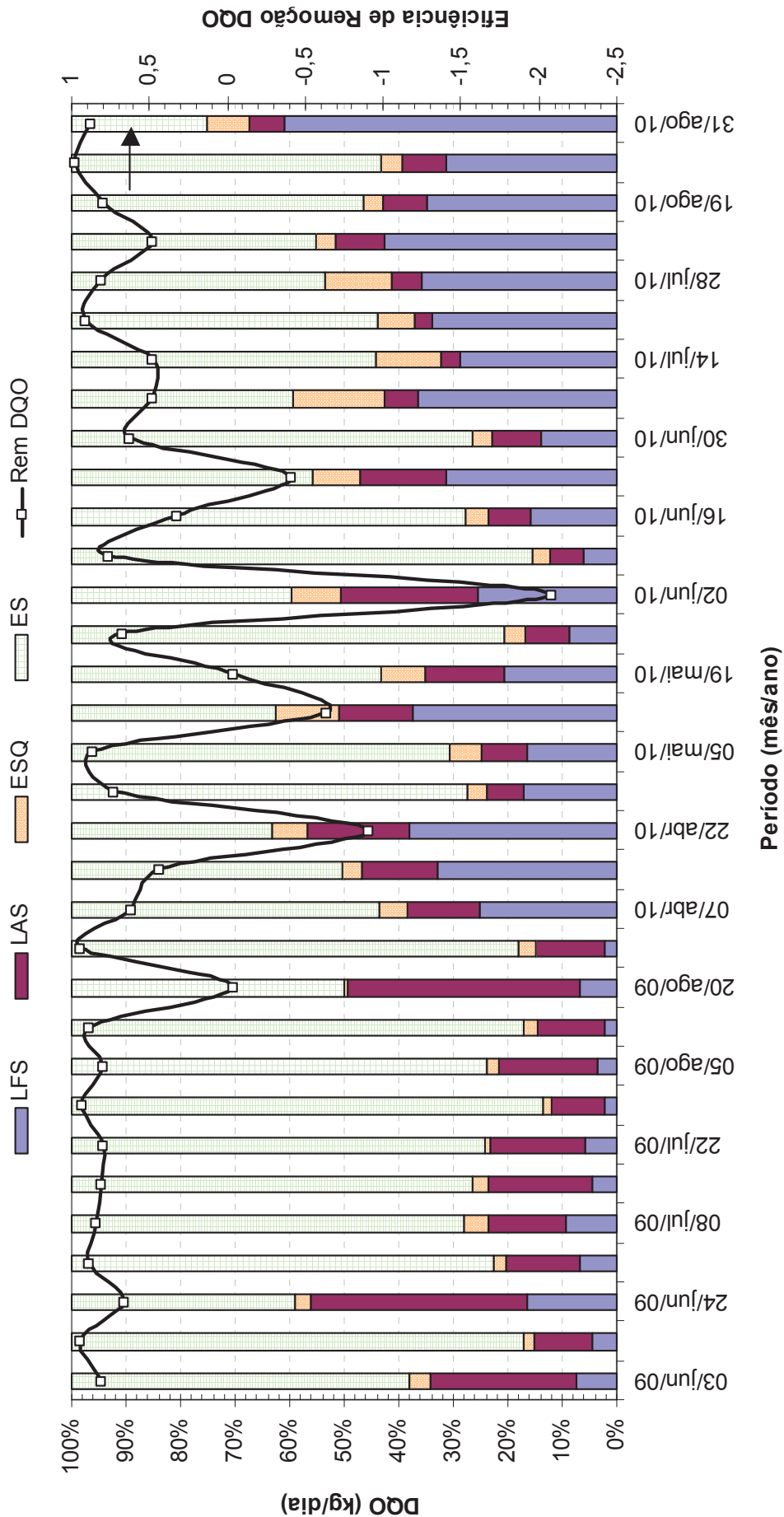


Figura 6.49: Comparação da carga de DQO dos efluentes externos recebidos (LAS, LFS e ESQ) e eficiência de remoção de DQO na ETE Canoas – CORSAN, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.

Verificou-se que a eficiência de remoção de DQO foi bastante influenciada pelo aumento da carga total de DQO afluente, especialmente entre os meses de abril e junho de 2010, período este que coincide com o aumento das cargas de LFS no sistema, e que a eficiência de remoção de DQO foi negativa.

Na Tabela 6.25 é apresentada a análise de variância (ANOVA), comparando a variação da carga percentual de efluentes externos em relação à carga total da DQO, e a eficiência de remoção de DQO apresentada pelo sistema da ETE Canoas – CORSAN no período estudado, ao nível de significância de 5%.

Tabela 6.25: Anova – Fator Único: comparação da variação da carga percentual de efluentes externos (LAS, LFS e ESQ) em relação à carga total da DQO, e a eficiência de remoção de DQO apresentada pelo sistema da ETE Canoas – CORSAN ao nível de significância de 5%, nos seguintes períodos: junho a agosto de 2009; abril a agosto de 2010.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
LAS	2729,353	1	2729,353	73,3181	9,31E-11	4,0727
ESQ	357,1582	1	357,1582	34,0136	6,92E-07	4,0727
LFS	5072,028	1	5072,028	24,0669	1,44E-05	4,0727

Verificou-se através da análise estatística que, embora as cargas de LFS estejam contribuindo em maior proporção para o aumento da carga total da DQO afluente, a variação das cargas de DQO dos LAS exerceu maior influência sobre a remoção de DQO no sistema. Além disso, constatou-se que, apesar de serem recebidas em volume bastante inferior aos demais efluentes externos, as cargas de ESQ exerceram grande influência na eficiência de remoção de DQO da ETE Canoas – CORSAN, no período estudado.

Em suma, reforça-se a idéia de que, para que sejam garantidos efluentes em conformidade com os padrões estabelecidos na Licença de Operação da ETE Canoas – CORSAN, é necessário que medidas urgentes sejam tomadas em relação ao recebimento de efluentes externos. A entrada indiscriminada destes efluentes tem causado perdas de biomassa do tanque de aeração para o decantador secundário em função de problemas de sedimentação; oscilações e instabilidade na eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes do sistema, além do lançamento de efluentes fora dos padrões determinados na LO.

Além disso, a falta de manutenção da unidade de tratamento de lodo faz com que os flocos formados não tenham espaço para sedimentar, sendo carregados para o efluente

final, que tem sua qualidade deteriorada principalmente em termos de SST, DQO, DBO₅, P_{total}.

Acredita-se que a introdução de uma unidade de recebimento e tratamento preliminar dos efluentes externos poderia diminuir os efeitos de choque causados por estes efluentes a microbiota e às condições operacionais da ETE.

7 ANÁLISE FINAL DOS RESULTADOS

A seguir são apresentadas as considerações finais das etapas que compõem o trabalho. Estas observações estão listadas na seqüência em que o trabalho foi desenvolvido.

7.1 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DA ETE CANOAS – CORSAN

- a. A composição físico-química da mistura afluenta ao reator biológico influenciou nas características da biomassa do RSB, evidenciado pelas alterações nas medidas de IVL (que passou de 46 mL/g para 287 mL/g) e da relação A/M, que passou de 0,42 d⁻¹ para 0,82 d⁻¹.
- b. O aumento do IVL e da relação A/M refletiram em problemas de sedimentação dos flocos, causados provavelmente por alteração dos processos metabólicos dentro do reator biológico, possivelmente em consequência da entrada de elevadas cargas orgânicas e nitrogenadas, resultando em elevação da concentração de SSed no efluente final, de 0,4 mL/L para 12 mL/L.
- c. Foi observada a ocorrência de *bulking*, com a perda de biomassa no efluente final, possivelmente em consequência da exposição freqüente da microbiota a cargas de choque.
- d. O estresse causado à microbiota, devido a entrada das cargas de choque, foi o principal efeito a colaborar no decréscimo das eficiências médias de remoção de SST (variação entre 80% e -195%), DBO₅ (variação entre 100%

e 65%) e DQO (variação entre 90% e -65%). No entanto, problemas de manutenção nas unidades que compõem o sistema lodos ativados, aliados à demora na remoção de lodo dos decantadores secundários também contribuíram para o decréscimo na qualidade do efluente final da ETE.

- e. A remoção de nutrientes, especificamente N e P, foi comprometida pela entrada das efluentes externos concentrados (LAS, LFS e ESQ) de forma pontual, principalmente em decorrência dos altos teores de nitrogênio amoniacal presentes nestes efluentes. Foi verificado um decréscimo dos percentuais de remoção média de P_{total} (entre 80% e -25%) e $N-NH_4^+$ (entre 95 % e -5%), além do não cumprimento da Licença de Operação da estação, com o lançamento de efluentes contendo concentrações elevadas destes parâmetros (picos de até 17 mg/L de P_{total} , com média de 2,8 mg/L mg/L e; em relação ao $N-NH_4^+$, picos de até 63 mg/L, com média de 13,5 mg/L).
- f. A avaliação global do processo permite concluir que há necessidade de adoção de um sistema de equalização para recebimento dos efluentes externos, permitindo o lançamento no RSB de forma gradual, minimizando efeitos de choque orgânico.

7.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA MISTURA AFLUENTE DA ETE CANOAS – CORSAN

- a. Foram verificadas grandes variações das características físico-químicas da mistura afluyente durante o ciclo de enchimento de cada batelada em decorrência das cargas de efluentes externos.
- b. A entrada de efluentes externos de forma pontual levou a superação da carga afluentes diária, calculada em função dos parâmetros de projeto da ETE, em termos de matéria orgânica (DQO e DBO_5), e principalmente nitrogenada no RSB.

- c. Entende-se que a existência de uma unidade de recebimento para a descarga dos caminhões tanque antes da câmara de reservação inferior, e a inserção de uma etapa de tratamento preliminar, para a remoção de sólidos, matéria orgânica, e nutrientes, na entrada do sistema, pode reduzir os efeitos das cargas de choque, permitindo um melhor controle operacional, com a fixação, por exemplo, de uma faixa percentual ideal para a adição dos efluentes externos aos lodos ativados.

7.3 MONITORAMENTO DOS EFLUENTES EXTERNOS RECEBIDOS NA ETE CANOAS – CORSAN

- a. Verificou-se que, no período estudado a soma dos volumes de efluentes externos recebidos na ETE Canoas – CORSAN variou entre 2,1% e 11,3% da vazão total (efluentes externos + esgoto sanitário) tratada na estação, apresentando um valor médio correspondendo a 5% do volume total tratado na ETE.
- b. A contribuição destes efluentes externos para a carga total de DQO afluente a ETE variou entre 14% e 74%, apresentando média de 39%.
- c. Nas amostras de efluentes externos pesquisadas, foram encontrados percentuais dos seguintes elementos: Ca (15,8%), Fe (10,4%) e K (10,1%), além teores de Cu, Zn, Ti, Cr, em menores percentuais. No *mixed liquor* da pseudozona anóxica foram detectados 56% de Fe, 16% de Ca, 10% de Si e 8% de S, adsorvidos nos flocos, além Zn (4%), Cu (3%), Mn (1,5%) e K (1,2%).
- d. As cargas de LFS contribuíram em maior proporção para o aumento da carga total de DQO afluente. Entretanto, variação das cargas de DQO dos LAS exerceram maior influência sobre a eficiência de remoção de DQO no sistema.

- e. As perdas de lodo observadas no decantador secundário foram decorrentes de um somatório de efeitos, combinando problemas de sedimentação dos flocos, pelo efeito das cargas de choque orgânicas a que a ETE é submetida diariamente; e manutenção, uma vez que não é feita a remoção do lodo acumulado.

Em suma, reforça-se a idéia de que, para que sejam garantidos efluentes em conformidade com os padrões estabelecidos na Licença de Operação da ETE Canoas – CORSAN, é necessário que medidas urgentes sejam tomadas em relação ao recebimento de efluentes externos, limitando-se as quantidades diárias recebidas ou efetuando algum tipo de pré-tratamento destes efluentes, a fim de evitar os efeitos tóxicos destes efluentes sobre a microbiota presente no reator biológico.

8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Após a realização desta pesquisa, pode-se concluir que:

- a. A variação da composição físico-química da mistura afluenta a ETE Canoas – CORSAN, imposta pela entrada de efluentes externos, influenciou nas características da biomassa e na qualidade do efluente final.
- b. O aumento do percentual de efluentes externos recebidos na estação em 2010, somados à falta de manutenção das unidades de decantação causaram o carreamento de biomassa para o efluente final e o descumprimento da licença de operação.
- c. A descarga dos efluentes externos diretamente na entrada da ETE resultou no aumento da fração inerte da biomassa do RSB, resultando na adsorção de metais e sólidos inorgânicos nos flocos.

Desta forma, entende-se que a existência de uma unidade de recebimento, para a equalização e pré-tratamento dos efluentes externos pode reduzir os efeitos das cargas de choque trazidos por estes efluentes, permitindo um melhor controle operacional, a fixação de uma faixa percentual ideal para o tratamento combinado e a entrada gradual destes efluentes externos no sistema de lodos ativados.

9 ARTIGOS PUBLICADOS

9.1 ARTIGOS PUBLICADOS EM ANAIS DE CONGRESSOS

- (i) Evento: **V Fórum Internacional de Produção Mais Limpa
III Seminário sobre Produção Mais Limpa**

Local: Porto Alegre, 16 e 17 de julho de 2009.

Título: **ESTUDO DOS POSSÍVEIS IMPACTOS E CARACTERIZAÇÃO
DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO E LODO DE FOSSA
SÉPTICA AFLUENTES À ETE CANOAS-RS.**

Autores: *Ândrea Aline Rosa de Souza - PPGEC - UNISINOS/CORSAN*
Luiz Carlos Klusener Filho - IPH/UFRGS/CORSAN
Luis Alcides Schiavo Miranda - CCET/PPGEC - UNISINOS
Luiz Olinto Monteggia - IPH/UFRGS

Resumo: Este trabalho tem como objetivo estudar os possíveis efeitos provocados no sistema de lodos ativados da ETE Canoas, pelo recebimento de cargas orgânicas extras, oriundas de lixiviados de aterro sanitário, lodos de fossas sépticas e efluentes de sanitários químicos, misturadas ao esgoto doméstico; visando identificar os impactos sobre a performance do sistema de lodos ativados. Para isto, realizou-se a caracterização do afluente total, em duas campanhas de amostragem, durante o período de enchimento da batelada. Verificou-se que o esgoto bruto possui efeito diluidor sobre as cargas extras, nas condições de vazão e percentuais de mistura estudadas que, durante o ano de 2008, variaram entre 2,5 e 6,2% da vazão total afluente. Analisaram-se os percentuais de remoção média de matéria orgânica e de nutrientes da estação e obtiveram-se os seguintes resultados: DQO 81,7%; DBO₅ 90,8%, SST 79,8%, P total 69,5% e N-NH₄⁺ 85,5%. Estes resultados indicam que o desempenho da ETE Canoas é satisfatório, uma vez que atende a praticamente todos os padrões de emissão de efluentes estabelecidos na licença de operação e supera praticamente todos os parâmetros de remoção de matéria orgânica e nutrientes, previstos no projeto.

(ii) Evento: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**

Local: Recife, 20 a 25 de setembro de 2009.

Título: **ESTUDO DOS EFEITOS DA ENTRADA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E LODO DE FOSSA SÉPTICA SOBRE A QUALIDADE DO AFLUENTE DA ETE CANOAS- RS**

Autores: Luiz Carlos Klusener Filho - *IPH/UFRGS/CORSAN*
Ândrea Aline Rosa de Souza - *PPGEC - UNISINOS/CORSAN*
Luis Alcides Schiavo Miranda - *CCET/PPGEC - UNISINOS*
Luiz Olinto Monteggia - *IPH/UFRGS*

Resumo: A estação de tratamento de esgotos de Canoas opera pelo processo de lodos ativados em batelada, entretanto, assim como diversas estações de tratamento no país, encontra-se trabalhando abaixo de sua capacidade nominal. Visando aproveitar capacidade ociosa na estação os operadores do sistema recebem cargas extras oriundas da limpeza de fossas sépticas e banheiros químicos, além de lixiviados de aterros sanitários. A entrada de esgoto doméstico bruto é ininterrupta e obedece ao histograma convencional de vazões de redes coletoras públicas, entretanto as cargas extras são recebidas na estação via caminhões tanque com volumes variando de 6 a 36 m³, sem necessariamente um horário definido ou agendado para as descargas, salvo que sejam no período entre 07:00 e 19:00 horas. As coletas foram realizadas com amostrador automático a cada 16 minutos pelo período de 3 horas cada, a fim de caracterizar o efluente recebido já misturado às cargas extras. Foram monitoradas as flutuações dos parâmetros físico-químicos (DBO, DQO, Alcalinidade, pH, Condutividade, Turbidez e Série de Sólidos) de qualidade do afluente à estação, sendo que os dados foram cruzados com as planilhas de recebimento de cargas onde constam informações como tipo de efluente recebido, volume e pH da carga. Com os dados obtidos foi possível verificar o acréscimo das concentrações afluentes nos parâmetros analisados e a variação em até 10 vezes com relação ao valor para o esgoto sanitário. Os dados com a variação mais relevante foram alcalinidade e condutividade. A importância do trabalho esta baseada na tendência atual de combinar o tratamento de lixiviado de aterro e esgoto doméstico a fim de reduzir as despesas de operação do aterro bem como centralizar o tratamento. Com a ampliação de campanhas de coleta e dos parâmetros analisados (série nitrogênio e fósforo), será possível aprimorar o perfil das cargas afluentes e verificar concentrações que possam prejudicar alguns processos de tratamento, servindo como base para o dimensionamento de futuras unidades.

(iii) Evento: **X Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**

Local: Maceió, 28 de fevereiro a 03 de março de 2010.

Título: **ESTUDO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA E NUTRIENTES EM REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA, TRATANDO MISTURA DE ESGOTO DOMÉSTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PRÉ-TRATADO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Autores: *Ândrea Aline Rosa de Souza - PPGEC - UNISINOS/CORSAN*
Andressa Franco Soares - PPGEC - UNISINOS
Luis Alcides Schiavo Miranda - CCET/PPGEC - UNISINOS
Luciana Paulo Gomes - PPGEC - UNISINOS

Resumo: É sabido que, uma alta eficiência no tratamento de lixiviados de aterro sanitário é alcançada em sistemas multiestágio, com processos biológicos em sua fase inicial. Contudo, estes processos precisam ser flexíveis, uma vez que a composição do lixiviado varia com o tempo e depende, dentre outros fatores, de condições atmosféricas. Apesar dessa variabilidade na composição e das altas concentrações de componentes orgânicos e inorgânicos presentes nos lixiviados de aterro sanitário, o tratamento combinado com esgotos domésticos pode ser realizado em sistemas de lodo ativado, desde que em percentuais adequados de mistura. Com base no exposto, este trabalho visa verificar a existência de correlação entre as variações das condições operacionais da ETE Canoas-CORSAN, que trata esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pré-tratado em lagoas de estabilização, e a remoção de matéria carbonácea e nutrientes apresentadas pelo sistema de lodos ativados em batelada, no ano de 2008.

(iv) Evento: **VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**

Local: Porto Alegre, 17 e 19 de maio de 2010.

Título: **AVALIAÇÃO DO LODO ATIVADO DE REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA (RSB), TRATANDO MISTURA DE ESGOTO DOMÉSTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PRÉ-TRATADO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Autores: Ândrea Aline Rosa de Souza - *PPGEC - UNISINOS/CORSAN*
Andressa Franco Soares - *PPGEC – UNISINOS*
Luciana Paulo Gomes - *PPGEC - UNISINOS*
Luiz Olinto Monteggia - *IPH/UFRGS*
Luis Alcides Schiavo Miranda - *CCET/PPGEC – UNISINOS*

Resumo: O aumento da concentração de nutrientes nos corpos hídricos, tais como nitrogênio e fósforo, leva a um crescimento excessivo das algas, comprometendo o uso das águas, desde o abastecimento doméstico até fins recreativos. Por este motivo, a remoção de nutrientes está sendo cada vez mais uma preocupação. Reatores Sequenciais em Batelada (RSB) são usados de modo a favorecer as condições ambientais necessárias para a nitrificação. A microbiota é utilizada como indicadora do conjunto de parâmetros de lodos ativados, uma vez que sua natureza varia com o nível de depuração, concentração de oxigênio dissolvido e presença de substâncias tóxicas, dentro do tanque de aeração, e sua observação pode ser usada como um parâmetro adicional de controle, obtendo-se uma resposta mais rápida do que está ocorrendo numa estação de tratamento bem antes do que os resultados das análises físico-químicas convencionais o possam demonstrar. Este trabalho avaliou a performance da ETE Canoas–CORSAN, que opera pelo sistema de lodos ativados em batelada, através da análise qualitativa elementar do lodo pela técnica de Fluorescência RX, em comparação com os resultados obtidos nas análises físico-químicas e microbiológicas realizadas. A presença de altos teores de materiais inorgânicos no lodo é um indicativo de que a etapa de tratamento preliminar não está tendo a eficiência esperada. Contudo, verificou-se que está ocorrendo nitrificação no reator e que o sistema apresenta elevados percentuais de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

(v) Evento: **VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**

Local: Porto Alegre, 17 e 19 de maio de 2010.

Título: **SIMULAÇÃO DE CÉLULAS DE ATERRO SANITÁRIO EM LISÍMETROS**

Autores: Ândrea Aline Rosa de Souza - *PPGEC - UNISINOS/CORSAN*
Andressa Franco Soares - *PPGEC – UNISINOS*
Alessandra Rosado Hernandez - *PPGEC – UNISINOS*
Luciana Paulo Gomes - *PPGEC - UNISINOS*
Luis Alcides Schiavo Miranda - *CCET/PPGEC – UNISINOS*

Resumo: O desenvolvimento de pesquisas envolvendo aterros em escala real apresenta alguns inconvenientes, como: custo elevado, grande número de variáveis envolvidas no processo e a dinâmica de operação do aterro, o que dificulta a obtenção sistemática de dados sob condições conhecidas ou controladas. Sendo assim, células experimentais de pequenas dimensões, simulando aterros sanitários podem contribuir para a análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos (RSU). A presente pesquisa aborda o comportamento geral de quatro aterros simulados (lisímetros) e o processo evolutivo de degradação dos resíduos aterrados, considerando-se as condições climáticas e a composição dos resíduos. Pretende-se verificar a hipótese de que diferentes resíduos geram lixiviados de qualidade diversa. Os resíduos utilizados para realização do experimento são provenientes da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS) no município de São Leopoldo, RS. Para a construção dos lisímetros foram utilizados quatro reservatórios com capacidade total de 500 L, de fibra de vidro, com as dimensões de 0,85 m x 1,20 m. A simulação de chuvas foi feita tomando por base a média da precipitação total mensal dos últimos três anos, no município de São Leopoldo. As coletas de lixiviado foram realizadas quinzenalmente. No lixiviado coletado em cada lisímetro foi determinado o volume e realizadas as análises de DQO, Sólidos Totais (ST), Voláteis (STV) e Fixos (STF), pH e Eh. Foram encontradas variações nos resultados das análises físico-químicas e na quantidade de lixiviado gerado, embora todas as células possuam a composição dos resíduos semelhante e estejam recebendo a mesma quantidade de chuva.

(vi) Evento: **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**

Local: Porto Alegre, 25 e 28 de setembro de 2011.

Título: **DIAGNÓSTICO DO DESEMPENHO DE ETE COM TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTOS SANITÁRIOS E EFLUENTES EXTERNOS - LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS, LODOS DE FOSSAS SÉPTICAS E EFLUENTES DE SANITÁRIOS QUÍMICOS**

Autores: *Ândrea Aline Rosa de Souza - PPGEC/UNISINOS.*
Luis Alcides Schiavo Miranda - CCET/PPGEC – UNISINOS
Luiz Olinto Monteggia - IPH/UFRGS

Resumo: O tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários (LAS) em ETE já existente tem sido apontado pela literatura nacional e internacional como uma estratégia para diminuir os custos do tratamento em ETE's convencionais com capacidade ociosa. Da mesma forma, os lodos gerados em fossas sépticas (LFS) e sanitários químicos (ESQ) também necessitam de disposição e tratamento adequados e, devido à ausência de uma legislação específica, acabam sendo dispostos nas ETE's, na maioria das vezes sem qualquer tratamento preliminar. A grande variabilidade de composição e concentração destes efluentes (LAS + LFS + ESQ), torna-os de difícil tratabilidade, principalmente em ETE's que não foram projetadas para receber estas cargas orgânicas adicionais. Ainda não há consenso sobre os impactos provocados por esta mistura de efluentes sobre os processos biológicos das ETE's, nem sobre a proporção segura para a diluição a ser adotada em relação ao esgoto sanitário. O presente trabalho foi realizado na ETE Canoas – CORSAN, que possui um sistema de lodos ativados em batelada e trata de forma combinada, esgoto sanitário, LAS, LFS e ESQ. Esta pesquisa visou caracterizar a mistura afluyente e avaliar o desempenho do RSB, em relação ao cumprimento dos parâmetros de lançamento determinados pelo órgão ambiental, no período de janeiro de 2009 a agosto de 2010. Verificou-se que o percentual médio de diluição dos efluentes externos nos esgotos sanitários foi de 5% e que a oscilação na composição físico-química da mistura afluyente ao reator biológico influenciou na biomassa presente no RSB, favorecendo problemas de floculação e sedimentação dos flocos, além de instabilidade na eficiência de remoção de sólidos, matéria carbonácea e nutrientes no efluente final. Verificou-se que entre os meses de janeiro a junho de 2010 o sistema não foi capaz de atender a Licença de Operação, especialmente para SST e DQO. Estas observações ressaltam a necessidade de um maior controle no recebimento dos efluentes externos e da criação de uma unidade preliminar de equalização, visando diminuir o efeito de choque provocado pela entrada pontual destas cargas no sistema de lodos ativados, melhorando, desta forma, o desempenho da ETE Canoas – CORSAN.

(vii) Evento: **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**

Local: Porto Alegre, 25 e 28 de setembro de 2010.

Título: **PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA A ANÁLISE DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO PELO MÉTODO COLORIMÉTRICO, COM DIGESTÃO POR REFLUXO FECHADO, VISANDO A REDUÇÃO DO VOLUME DOS RESÍDUOS GERADOS**

Autores: Carine Helena Molz - PPGEC/UNISINOS/CORSAN.
Ândrea Aline Rosa de Souza - PPGEC/UNISINOS.
Luciana Paulo Gomes - PPGEC - UNISINOS
Luis Alcides Schiavo Miranda - CCET/PPGEC – UNISINOS

Resumo: A demanda química de oxigênio (DQO) é muito utilizada nos laboratórios de controle de qualidade de águas, pois é um indicador rápido para indicar a disponibilidade do carbono em águas. O presente trabalho foi realizado no Laboratório Central de Esgotos da CORSAN (LABCES), em Canoas, RS. A pesquisa propôs alternativas para diminuir o volume dos resíduos gerados durante a análise da DQO, além da construção de uma Curva de Calibração baseada nessa redução e a determinação dos limites de determinação e quantificação do método proposto (LDM e LQM). Foram testados diferentes comprimentos de onda, caminhos óticos e concentrações da solução padrão de dicromato de potássio. Obteve-se uma diminuição de 16,66% em volume, na geração de resíduos, substituindo-se a cubeta de 25 mm pela de 10 mm. Foram construídas duas curvas, uma de 0 a 100 mg/L, utilizando solução padrão de dicromato de potássio 0,0208N em comprimento de onda 446 nm; a outra de 100 a 1.000 mg/L utilizando solução padrão de dicromato de potássio 0,208N em comprimento de onda 600 nm. O LDM calculado para o método foi 10 mg/L e o LQM foi 25 mg/L.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKIN, B.S.; UGURLU, A. The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor. **Bioresource Technology**. vol. 94, n.1, p. 1-7, 2004.

AENV – Alberta Environment. **Technical Literature Review**. Septage Management Advisory Committee. Alberta, 2004. Disponível em: <<http://environment.alberta.ca/documents/lit-review.pdf>> Acesso em: 14 maio. 2011.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 th edition. New York: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 2005. 1600 p.

ALEM SOBRINHO, P. **A influência da idade do lodo e das características hidráulicas do tanque de aeração no desempenho do processo de lodos ativados. Determinação dos parâmetros de crescimento biológico para esgoto predominantemente doméstico**. São Paulo, 1981. Tese (Doutorado), Escola Politécnica da USP.

AMORIM, A.K.B.; LANGE, L.C.; JUCÁ, J.F.T.; MOREIRA, F.A.; MORAVIA, W.G.; MORETTO, M.R.D.; SILVA, F.M.S.; LINS, E.A.M. Tratamento Físico-químico de Lixiviados: Estudos em Escala de Bancada com Precipitação Química, Coagulação/Floculação, Adsorção com Carvão Ativado e Reagente de Fenton. In: GOMES, L.P. (org) **PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

ANDREOLI, C.V.; POMPEO, R.P. Introdução. In: ANDREOLI, C.V. (org) **PROSAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.

BENTO, A.P.; SEZERINO P.H.; PHILIPPI L.S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI F.R. caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia sanitária ambiental**. vol.10, nº 4, p.329-338, 2005.

BIDONE, F. R. e POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Paulo: Publicação EESC-USP. 1999. 109 p.

BORGES, N.B. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos**. São Carlos, 2009. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**. vol. 17, n.4, p. 277-283, 2003.

BRJANOVIC, D.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HOOIJMANS, C.M.; MINO, T.; ALAERTS, G.J.; HEIJNEN, J.J. Effect of polyphosphate limitation on the anaerobic metabolism of phosphorus accumulating microorganisms. **Appl Microbiol Biotechnol.** vol. 50, p. 273-276, 1998.

CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FERREIRA, J.A.; BILA, D.M.; MANNARINO, C.F. tratamento combinado de lixiviados de aterro de resíduos sólidos urbanos em estação de tratamento de esgoto: resultados preliminares. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais.** Belo Horizonte, 2007.

CAMPOS, J.R.; POVINELLI, S.C.S.; AISSE, M.M.; SOUZA, M.A.A.; SAMWAYS, G.; ALÉM SOBRINHO, P. Tratamento Combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto sanitário. In: ANDREOLI, C.V. (org) **PROSAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.

CANTANHEDE, A.; JUCÁ, J.F.T.; FIGUEIREDO, I.C.; SILVA, F.M.S.; MOTTA SOBRINHO, M.; SÁ, L.F.; BACELAR, H.A.M.; BRITO, J.C.X.; MONTEIRO, J.H.R.P.; SENA, R.; ALVES, L.V. Tratamento de Lixiviados por Evaporação. In: GOMES, L.P. (org) **PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

ÇEÇEN, F.; ÇAKIROGLU, D. Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. **Biotechnology.** vol. 23, n.10, p. 821-826 ISSN 0141-5492, 2001.

ÇEÇEN, F.; AKTAS, Ö. Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed batch and continuous-flow reactors. **Water SA.** vol.27, p.177-188, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios.** Princípios do tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte: UFMG. 1997. 245 p.

COSTA, F.C.; RODRIGUES, F. S. M.; FONTOURA, G.T.; CAMPOS, J. C.; SANTÁNA J.R.; DEZZOTI, M. Tratamento do efluente de uma indústria química pelo processo de lodos ativados convencional e combinado com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** vol. 8, n.4, p.274-284, 2003.

COSTA, M. P. Gestão dos Recursos hídricos, qualidade e consumo sustentável, o desafio do século para o saneamento. **Revista BIO,** Rio de Janeiro, n.52, p.28, 2009.

CWRS – Centre for Water Resources Studies. **Domestic Septage Management Review.** Nova Scotia: Dalhousie University, 2006. Disponível em: <<http://centreforwaterresourcesstudies.dal.ca/Files/onsite/provincial%20programs/contents%20of/phs4%20download/septage.pdf>> Acesso em: 17 abr. 2011.

DUMMER, M.L. **Uso de reator compartimentado para remoção de carga orgânica e de nutrientes a partir de efluentes urbanos.** Santa Cruz do Sul, 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental), Universidade de Santa Cruz do Sul.

EPD – Environmental Protection Departments. **Septage Disposal Regulations.** City of Manchester, 2008. Disponível em: <<http://www.manchesternh.gov/website/Departments/EnvironmentalProtection/SeptageReceivingFacility/SeptageRegulations/tabid/925/Default.aspx>> Acesso em: 17 abr. 2011.

FÁBREGAS, M.T.V. **SBR Technology for Wastewater Treatment: suitable operational conditions for a nutrient removal**. Girona, 2005. Tesi (Doctor Medi Ambient), Universitat di Girona. España.

FACCHIN, J.M.J, COLOMBO, M.C.R., 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, In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Porto Alegre, 2000.

FACCHIN, J.M.J. **Tratamento Combinado de Efluentes Líquidos Provenientes de Atividades Humanas – Esgoto Doméstico e Lixiviado de Aterro Sanitário**. Porto Alegre, 2005. Monografia (Especialização em Sistemas de Esgotos Sanitários). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS.

FARIA, O.L.V.; KOETZ, P.R.; SANTOS, M.S.; NUNES, W.A. Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada seqüencial (RBS). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Campinas, vol. 26, n.2, p.309-317, 2006.

FEPAM. **LO nº 7090/2008**. Licença de Operação da ETE Canoas – CORSAN.

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

FERREIRA, J.A.; CANTANHEDE, A.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D. M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L. Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário . In: GOMES, L.P. (org) **PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

GALLERT, C.; WINTER, J. **Bacterial Metabolism in Wastewater Treatment Systems. Environmental Biotechnology**. Concepts and Applications. Edited by H.-J. Jördening and J. Winter Copyright © WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim ISBN: 3-527-30585-8, 2005.

GANIGUÉ, R.; LÓPEZ, H.; BALAGUER, M.D.; COLPRIM, J. Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landill leachates. **Water Research**. vol.41, p.3317–3326, 2007.

GIORDANO, G. **Tratamento e Controle de Efluentes Industriais**. Apostila ABES Mato Grosso. 2004. Disponível em:
<http://www.ufmt.br/.../Apost_EI_2004_1ABES_Mato_Grosso_UFMT2.pdf> Acesso em: 30 out. 2009.

GUIMARÃES; CARVALHO; SILVA. **Saneamento Básico**. Apostila UFRJ. 2007. Disponível em: <<http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/.../Cap%201.pdf>> Acesso em: 01 dez. 2009.

GONÇALVES, C.P. **Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator UASB**. São Carlos, 2008. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

HARTAMANN, C.M.; ANDREOLI, C.V.; EDWIGES, T.; LUPATINI, G.; ANDRADE NETO, C.O. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In: ANDREOLI,

C.V. (org) **PROSAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico**: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.

HEINSS, U.; STRAUSS, M. **Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates: management of sludges from on-site sanitation**. EAWAG/SANDEC, 1999.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J.T.; CEBALLOS, B.S.O.; BRASIL, D.P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas seqüenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n. 2, p.197-204, 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia Física e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2002. Rio de Janeiro. Disponível em:

< <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf> > Acesso em: 05 set. 2009.

_____. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios**: síntese de indicadores 2007. Rio de Janeiro. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2007/sintese_pnad2007.pdf> Acesso em: 10 de set. 2009.

INGUNZA, M.D.P.D.; ANDRADE NETO, C.O; ARAÚJO, A.L.C; SOUZA, M.A.A.; MEDEIROS, S.A.; BORGES, N.B.; HARTAMANN, C.M. Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa séptica/tanque séptico. In: ANDREOLI, C.V. (org) **PROSAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico**: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G.T. **Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming**. 3rd ed., Lewis Publishers, Michigan, USA, 2004.

JORDÃO, E.P.; BOAS, D.V.; CONCEIÇÃO, R.J.; SILVA, R.T.; SOBRINHO, A.P. SOBRINHO, A.P. Controle microbiológico na operação de um sistema de lodos ativados - estudo em escala piloto. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

JORDÃO, E.P. ; VOLSCHAN JUNIOR, I. Tratamento de Esgotos para Comunidades de Baixa Renda. Brasília: Caixa Econômica Federal, 2009.

JORDÃO, E.P. & PESSOA, C.A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. Ed. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, 2009.

KENNEDY, K.J.; LENTZ, E.M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Water Research**. vol.34, n.14, p.3640–3656, 2000.

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. **Waste Management**. vol.26, p.1140–1147, 2006.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E.; DRZEWICKI, A. BOD₅ and COD removal and sludge production in SBR working with or without anoxic phase. **Bioresource Technology**. vol.98, p.1426–1432, 2007.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y. Physico-chemical treatment for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. vol.B129, p.80–100, 2006.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e Características do Lixiviado . In: GOMES, L.P. (org) **PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

LEHNINGER, A. L.; NELSON, D. L.; COX, M. M. **Principles of Biochemistry: with an extended discussion of oxygen-binding proteins.** New York: Work Publishers, 1993. 1.013 p.

LEITE, B.Z; INGUNZA, M.D.P.; ANDREOLI, C.V. Lodo de Decanto-digestores. In: ANDREOLI, C.V. (org) **PROSAB – Biossólidos: Alternativas de Uso de Resíduos do Saneamento.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417p.

LUPATINI, G.; ANDREOLI, C.V.; CASTRO, R.A.; BORGES, N.B.; CAMPOS, J.R.; BARBOSA, A.J.S.; ARAÚJO, A.L.C; ANDRADE NETO, C.O; YAMADA, F.; COLTRO, D.Z. Tratamento de lodo de fossa séptica/tanque séptico. In: ANDREOLI, C.V. (org) **PROSAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.

MAGNA ENGENHARIA LTDA. **Manual de Operação da ETE Canoas - CORSAN.** Porto Alegre: 1989. 111 p.

MARTIENSSEN, M.; SCHÖPS, R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites – alterations in the bacterial community during the denitrification process. **Water Research.** vol.31, n.5, p.1164–1170, 1997.

MARZZOCO, A., TORRES, B. B. **Bioquímica Básica.** Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1999. 360 p.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e Cinética de Lodos Ativados como Pós-tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido.** São Carlos, 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade de São Paulo.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p. (The McGraw-Hill series in civil and environmental engineering) ISBN 978-0-07-041878-3

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento – SNIS. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2007. Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/>> Acesso em: 01 de dez. 2009.

MORAIS, J.L. **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário.** Curitiba, 2005. Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal do Paraná.

NECZAJ, E.; OKONIEWSKA, E.; KACPRZAK, M. Treatment of leachate by sequencing batch reactor. **Desalination.** vol.185, p.357–362, 2005.

NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. Effect of sonification on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. **Desalination.** vol.204, p.227–233, 2007.

NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; KAMIZELA, T.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater. **Desalination.** vol.222, p.404–409, 2008.

PENG, Y.; ZHANG, S.; ZENG, W.; ZHENG, S. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate. **Water Research**. vol.42, p.883–892, 2008.

PIEROTTI, S.M. **Avaliação da partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. São Carlos, 2007. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PINTO, Carmem Regina Ribeiro. **Nitrificação em reatores seqüenciais em batelada (RSB) e sua relação com a microfauna**. Porto Alegre, 1998. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS.

RODRIGUES, M.R.M. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados**. Curitiba, 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Paraná.

SANIRIO – Sanitários Químicos. **Como funciona um Sanitário Químico**. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <<http://www.sanirio.com.br/caracteristicas.html>> Acesso em: 01 de dez. 2009.

SANT'ANNA Jr, G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 418p.

SANTOS, A.V. **Comportamento do Reator Seqüencial em Batelada (RSB) sob estado estacionário dinâmico utilizando idade do lodo como parâmetro de controle operacional**. Porto Alegre, 2005. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS.

SERVIOUR, R.J.; MINO, T.; ONUKI, M.. The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. **FEMS Microbiology Reviews**. vol.27, p.99–127, 2003.

SHIMADZU. **Espectrômetro de Fluorescência de Raios-X por Energia Dispersiva EDX-720**. Disponível em: <<http://www.shimadzu.com.br/analitica/produtos/espectrometros/raios-x/eds/edx-720.aspx>> Acesso em: 07 de mar. 2011.

SOUZA, A.A.R.; SOARES, A.F.; GOMES, L.P.; MIRANDA, L.A.S. Estudo da remoção de matéria carbonácea e nutrientes em reator seqüencial em batelada, tratando mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pré-tratado em lagoas de estabilização. In: X Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Maceió, 2010a.

SOUZA, A.A.R.; SOARES, A.F.; GOMES, L.P.; MONTEGGIA, L.O.; MIRANDA, L.A.S. Avaliação do desempenho de reator seqüencial em batelada (RSB), tratando mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pré-tratado em lagoas de estabilização. In: VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. **Anais**. Porto Alegre, 2010b.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, L.F.; STENDEL, D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, C.L. **Microbiologia**. 8.ed. Porto Alegre: Artmed, 2008. 894p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Guide to Septage Treatment and Disposal**. Centre for Environmental Research Information. Cincinnati, 1994. Disponível em: <<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r94002/625r94002.pdf>> Acesso em: 17 abr. 2011.

UYGUR, A.; KARGI, F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Management**. vol.71, p.09–14, 2004.

VAN HAANDEL, A.; GERRIT, M. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado**. Campina Grande: EPGRAF, 1999.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção Biológica de Nitrogênio: Aplicações para o Sistema de Lodo Ativado. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (org) **PROSAB – Nutrientes de Esgoto Sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.

VAN HAANDEL, A.; GIRARD, L.; MENDONÇA, N.; TEIXEIRA, M.; VON SPERLING, M. Remoção Biológica de Fósforo no Sistema de Lodo Ativado: Mecanismos e Configurações. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (org) **PROSAB – Nutrientes de Esgoto Sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.

VIANA, A.S.P.S.; CANTANHEDE, A.L.G.; FIGUEIREDO, I.C.; PENIDO, J.H.; TAKAHASHI, R. Avaliação do tratamento combinado de lixiviados de aterro sanitário com esgoto doméstico. In: XXXI Congresso Interamericano AIDIS. **Anais**. Santiago do Chile: ABES, 2008.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. Lodos Ativados.. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C.O.; VOLSCHAN Jr, I.; FLORÊNCIO, L.; Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (org) **PROSAB – Nutrientes de Esgoto Sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.

YOU, S.J.; TSAI, Y.P.; HUANG, R.Y. Effect of heavy metals on nitrification performance in different activated sludge progress. **Journal of Hazardous Material**. vol. 165, p. 987-994, 2009.

ZOU, H.; DU, G.C.; RUAN, W.Q.; CHEN, J. Role of nitrate in biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**. vol. 22, n.7, p. 701-706, 2006.