FERNANDA CAVALCANTE GOMES

DECANTAÇÃO ACELERADA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE VAZÃO EXCEDENTE DE ESGOTO – ESTUDO NA ETE MARTIM DE SÁ (CARAGUATATUBA/SP)

São Paulo
2010

FERNANDA CAVALCANTE GOMES

DECANTAÇÃO ACELERADA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE VAZÃO EXCEDENTE DE ESGOTO – ESTUDO NA ETE MARTIM DE SÁ (CARAGUATATUBA/SP)

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do Título de Mestre em Engenharia.

Área de concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária

Orientador:
Prof. Dr. Roque Passos Piveli

São Paulo
2010

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, de maio de 2010.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Gomes, Fernanda Cavalcante
Decantação acelerada: alternativa para o tratamento de va - zão excedente de esgoto – Estudo na ETE Martim de Sá (Caraguatatuba/SP) / F.C. Gomes. -- ed.rev. -- São Paulo, 2010.
197 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1. Tratamento de esgotos sanitários 2. Lodo ativado 3. Decantadores I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II. t.

AGRADECIMENTOS

Ao meu companheiro Samuel, à minha Mãe Sônia e às minhas irmãs Thelma e Lilian, agradeço por todo amor, carinho, compreensão e apoio a mim prestado ao longo deste trabalho.

Ao meu orientador Prof. Dr. Roque Passos Piveli pela orientação, dedicação e apoio ao longo desta pesquisa.

À Universidade de São Paulo pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À SABESP que disponibilizou a ETE Martim de Sá, o Laboratório de Controle Sanitário e toda infra-estrutura para realização deste trabalho, em especial aos amigos Dirceu, Kleber, Josival e Leandro que tanto me incentivaram.

Aos operadores da ETE Martim de Sá, em especial ao Justino, Serjão e Germano, por todo apoio que sempre me ofereceram. Ao técnico Eduardo pelo auxílio e suporte.

Aos operadores do Reservatório Massaguaçu Adachi, Clésio, Assis e Célio, pela colaboração em vários momentos.

Ao meu amigo Benê pela ajuda inestimável na realização deste trabalho.

Ao meu amigo Luiz Cezar cuja amizade o tempo não vai apagar.

A todos que colaboraram direta e indiretamente para realização deste trabalho.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

Este estudo foi motivado pela necessidade de se tratar o excesso de vazão afluente às estações de tratamento de esgoto, que ocorre em dias de chuvas intensas. A hipótese central deste estudo é a de que a adoção de processo físico-químico para o tratamento de esgoto excedente diluído, pode ser vantajosa em relação ao aumento da capacidade com a ampliação dos sistemas exclusivamente biológicos. A pesquisa foi desenvolvida na ETE Martim de Sá da SABESP, localizada em Caraguatatuba/SP, onde o esgoto é tratado por lodos ativados em bateladas sequenciais. Estudou-se a variação da vazão de esgoto afluente na época de chuvas, bem como o funcionamento das bateladas. Além disso, foi avaliado o emprego da coagulação, floculação e sedimentação em decantador laminar para tratar o excesso de vazão com aplicação de sulfato de alumínio, cloreto férrico e polímero catiônico em uma estação piloto, após a realização de ensaios em escala de bancada em aparelho de *Jar Test*.

O monitoramento da vazão afluente mostrou que em dias de chuvas e com ocorrência de desvios, a vazão máxima foi 220 L/s, ou seja, até 6 vezes maior que a vazão média de tempo seco. Para esta situação, o processo físico-químico pode tornar-se uma alternativa promissora, devido à sua capacidade de trabalho sob altas vazões em instalações de menor porte.

Nos ensaios para se avaliar o tratamento físico-químico utilizou-se esgoto bruto pertencente a duas faixas de DBO: 50 e 100 mg/L e taxa de aplicação superficial no decantador de 76,82 m^3 / m^2 / dia. A melhor dosagem de produto químico utilizada para tratar o esgoto bruto da faixa de DBO igual a 50 mg/L foi 40mg/L de cloreto férrico mais 0,5mg/L de polímero catiônico resultando em efluentes com DBO média de 26mg/L. Para o esgoto bruto da faixa de DBO igual a 100 mg/L a melhor dosagem foi a de 60mg/L de cloreto férrico, com DBO média dos efluentes igual a 44mg/L. Para esta faixa de trabalho é recomendável prever a aplicação de polímero.

Por esta pesquisa concluiu-se que é possível atender aos limites legais de qualidade do esgoto tratado com o emprego do tratamento físico-químico, além disso produziu elementos importantes para subsidiar a avaliação econômica para a implantação desta tecnologia em paralelo ao sistema de lodo ativado nas situações de sobrecarga hidráulica. No entanto, a análise do fluxograma do funcionamento da estação com o processo de lodos ativado em bateladas, indicou que é possível efetuar o tratamento da vazão de 220 L/s pelo processo biológico. Assim, é recomendável a implantação do tratamento físico-químico somente se, após a realização do teste em escala real do funcionamento das bateladas com a vazão de 220 L/s, o tratamento biológico não atender aos padrões estabelecidos.

Palavras chaves: Lodos ativados em bateladas sequenciais, tratamento físico-químico, decantador laminar, esgoto diluído.

ABSTRACT

This study was motivated by the need to treat high wastewater influent exceeding in sewage treatment plants, which occurs on days of heavy rain. The central hypothesis of this study is that the physical-chemical process to treat dilute sewage overflow, it can be advantageous with respect to increased capacity and expansion of biological systems. The research was conducted in ETE Martim de Sá (SABESP), located in Caraguatatuba / SP, where the sewage is treated by sequencing batch reactor. It was studied the variation of the flow of wastewater during the rainy season, and the operation of the batch. Furthermore, it was evaluated the use of coagulation, flocculation and sedimentation in plate settler with application of aluminium sulfate, ferric chloride and cationic polymer in a pilot plant, after the testing of bench scale apparatus in Jar Test.

Monitoring the inflow showed that on days of rainfall and bypass, the maximum flow was 220 L/s, up to 6 times the dry weather average flow. For this situation, the physico-chemical process may become a promising alternative, due to its ability to work under high flow rates in smaller facilities.

In tests to evaluate the physical-chemical treatment was used two kinds of raw sewage: 50 and 100 mg/L BOD, overflow rate used in the plated settling tank was 76.82 m^3/m^2 / day. The best dosage of chemical used to treat the raw sewage BOD of 50 mg/L was 40 mg/L ferric chloride plus 0.5 mg/L of cationic polymer, resulting in average effluent with BOD of 26 mg/L. For the raw sewage of the range BOD of 100 mg/L, 60 mg/L ferric chloride was the best dosage with an average BOD of effluent equal to 44 mg/L. For this range of work is recommended to provide for the application of polymer.

This research concluded that it is possible to comply with the legal standard of treated sewage with physical-chemical treatment, also produced evidence that can help in the economic evaluation for the implementation of this technology in parallel with the activated sludge system in hydraulic overload situations. However, analysis of the flow diagram of operation of the station with the sequencing batch reactor, indicated that it is possible to make the treatment of flow of 220 L/s by the biological process. Therefore, is recommend the implementation of physical-chemical treatment only if after the test-scale operation of the batches with the flow rate of 220 L/s, the biological treatment doesn't meet the established standards.

Keywords: sequencing batch reactor, physical-chemical treatment, plated settling tank, dilute sewage

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....vi

LISTA DE TABELAS.....xiii

LISTA DE QUADROS xviii

LISTA DE ABREVITATURAS xix

LISTA DE SÍMBOLOS xx

1. INTRODUÇÃO.....01

2. OBJETIVO.....04

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....05

3.1. Sistema de esgoto combinado.....05

3.2. Processos físico-químicos.....08

3.2.1. Coagulação.....09

3.2.2. Floculação.....17

3.2.3. Sedimentação gravitacional.....18

3.2.4. Sedimentação com alta taxa de escoamento superficial 20

3.2.5. Tratamento químico de esgotos.....23

3.3. Processos de lodos ativados.....29

3.4. Lodo ativado operado em bateladas sequenciais.....37

3.5. Aspectos legais.....42

4. MATERIAIS E MÉTODOS.....43

4.1. Descrição da ETE Martim de Sá.....43

4.2. Programação dos ensaios.....55

4.3. Descrição do aparelho jarteste e da ETE piloto.....57

4.4. Análises físico-químicas das amostras.....62

4.5. Metodologia.....65

5. RESULTADOS.....66

5.1. Estudos da vazão afluente à ETE 66

5.1.1. Quantificação da vazão 66

5.1.2. Características do esgoto afluente em dia de sobrecarga hidráulica 70

5.2. Condições operacionais e desempenho da ETE 73

5.2.1. Demanda química de oxigênio 73

5.2.2. Demanda bioquímica de oxigênio 77

5.2.3. Sólidos suspensos nos tanques de aeração.....78

5.2.4. Sedimentabilidade do licor misto nos tanques de aeração..... 82

5.2.5. Idade do lodo.....85

5.2.6. Teor de oxigênio dissolvido no licor misto 87

5.3. Resultados dos ensaios em escala de bancada.....88

5.3.1. Faixa DBO 50mg/L.....88

5.3.2. Faixa DBO 100mg/L.....91

5.4. Resultados dos ensaios da estação piloto utilizando esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 50mg/L.....96

5.4.1. Demanda química de oxigênio.....96

5.4.2. Demanda química de oxigênio filtrada.....98

5.4.3. Demanda bioquímica de oxigênio.....100

5.4.4. Demanda bioquímica de oxigênio filtrada 102

5.4.5. Cor aparente 103

5.4.6. Turbidez.....105

5.4.7. Sólidos suspensos totais.....107

5.4.8. Sólidos suspensos voláteis 109

5.4.9. Sólidos suspensos fixos 111

5.4.10. Fósforo total 113

5.4.11. pH.....116

5.4.12. Alcalinidade 117

5.4.13. Condutividade.....119

5.4.14. Ferro total 120

5.4.15. Alumínio total 121

5.4.16. Lodo do decantador 123

5.5. Resultados dos ensaios da estação piloto utilizando esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 100 mg/L 126

5.5.1. Demanda química de oxigênio.....126

5.5.2. Demanda química de oxigênio filtrada 128

5.5.3. Demanda bioquímica de oxigênio 129

5.5.4. Demanda bioquímica de oxigênio filtrada.....131

5.5.5. Cor aparente 132

5.5.6. Turbidez 135

5.5.7. Sólidos suspensos totais.....137

5.5.8. Sólidos suspensos voláteis.....139

5.5.9. Sólidos suspensos fixos 141

5.5.10. Fósforo total 143

5.5.11. pH 145

5.5.12. Alcalinidade 146

5.5.13. Condutividade 147

5.5.14. Ferro total 149

5.5.15. Alumínio total 150

5.5.16. Lodo do decantador.....151

5.6. Estratégias de tratamento de vazão excedente 154

5.6.1. Avaliação do sistema biológico para o tratamento de vazão excedente 154

5.6.2. Avaliação do uso de um tanque para tratamento físico-químico e os outros três com tratamento biológico 157

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....160

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....166

8. ANEXOS.....174

ANEXO A – Planilha de monitoramento de vazão e bateladas.....175

ANEXO B – Planilha de controle do descarte do lodo.....176

ANEXO C – Cálculo das condições operacionais da ETE Piloto 177

ANEXO D – Vazão média diária de esgoto bruto afluente à ETE.....179

ANEXO E – Resultados das análises de DQO – SABESP 180

ANEXO F – Resultados das análises de DBO – SABESP 181

ANEXO G – Resultados das análises de sólidos do licor misto e lodo descartado do tanque de aeração 182

ANEXO H – Cálculo das condições operacionais da ETE 183

ANEXO I – Resultados das concentrações de oxigênio dissolvido 185

ANEXO J – Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....186

ANEXO K – Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO 191

ANEXO L – Ciclo das bateladas 195

ANEXO M – Dimensionamento das unidades do processo físico-químico (escala real) 196

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Estrutura SiO_2: a) sem carga e b) com carga negativa 12

Figura 3.2 – Configuração esquemática da dupla camada 14

Figura 3.3 – Geometria e fluxo de decantador laminar 21

Figura 3.4 – Esquema simplificado do sistema de lodo ativado com fluxo contínuo 31

Figura 3.5 – Sequência operacional típica do reator em batelada sequencial 38

Figura 4.1 – Vista aérea da ETE Martim de Sá 43

Figura 4.2 – Localização da bacia de esgotamento sanitário da ETE Martim de Sá em Caraguatatuba 44

Figura 4.3 – Bacia de contribuição da ETE Martim de Sá 45

Figura 4.4 – Unidades da ETE: a) grades, b) caixa de areia e c) calha parshall..... 46

Figura 4.5 – Aerador superficial dos Tanques 02, 03 e 04 47

Figura 4.6 – Aerador submerso do Tanque 01 47

Figura 4.7 – Esquemático das unidades da ETE Martim de Sá 49

Figura 4.8 – Fluxograma dos ciclos de operação de projeto dos 04 tanques 51

Figura 4.9 – Equipamento jarteste 58

Figura 4.10 – Ponto de coleta de esgoto bruto 59

Figura 4.11 – Tanque de armazenamento de esgoto bruto 59

Figura 4.12 – Vista interna do regulador de vazão 60

Figura 4.13 – Vista externa do regulador de vazão 60

Figura 4.14 – Tanque de mistura rápida e floculadores da ETE Piloto 61

Figura 4.15 – Decantador laminar 62

Figura 5.1 – Resultados da vazão medida em 2008 e 2009 67

Figura 5.2 – Vazão afluente à ETE no momento de chuva forte e desvio 69

Figura 5.3 – Quantidades de desvios do tratamento biológico 70

Figura 5.4 – DQO do esgoto afluente e efluente tratado na condição de sobrecarga hidráulica.....70

Figura 5.5 – Turbidez do esgoto afluente e efluente tratado na condição de sobrecarga hidráulica.....71

Figura 5.6 – Cor aparente do esgoto afluente e efluente tratado na condição de sobrecarga hidráulica.....71

Figura 5.7 – DQO do esgoto afluente na condição de chuva forte e excesso de vazão afluente.....72

Figura 5.8 – DQO de esgoto afluente na condição de chuva forte e excesso de vazão afluente.....73

Figura 5.9 – DQO do esgoto afluente e efluente tratado da estação 73

Figura 5.10 – DQO do esgoto afluente – 19/12/08 74

Figura 5.11 – DQO do esgoto afluente – 27/12/08 75

Figura 5.12 – DQO do esgoto afluente – 30/12/08 75

Figura 5.13 – DQO do esgoto afluente – 10/01/09 76

Figura 5.14 – DBO do esgoto afluente e efluente tratado 77

Figura 5.15 – Eficiência de remoção de DBO do tratamento biológico da ETE Martim de Sá.....78

Figura 5.16 – Resultados das concentrações de SST no licor misto.....79

Figura 5.17 – Resultados das concentrações de SSV no licor misto 80

Figura 5.18 – Resultados das concentrações de SSF no licor misto.....81

Figura 5.19 – Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 01 82

Figura 5.20 – Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 02 82

Figura 5.21 – Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 03 83

Figura 5.22 – Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 04 84

Figura 5.23 – Vazão de lodo descarregada por dia 86

Figura 5.24 – Oxigênio dissolvido nos tanques de aeração 87

Figura 5.25 – Resultados de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....97

Figura 5.26 – Eficiência de remoção de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 97

Figura 5.27 – Resultados da DQO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....100

Figura 5.28 – Resultados de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L DBO.....101

Figura 5.29 – Eficiência de remoção de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....101

Figura 5.30 – Resultados de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....102

Figura 5.31 – Resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....104

Figura 5.32 – Eficiência de remoção de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....104

Figura 5.33 – Resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....106

Figura 5.34 – Eficiência de remoção de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 106

Figura 5.35 – Resultados de SST dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 108

Figura 5.36 – Eficiência de remoção de SST dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 108

Figura 5.37 – Resultados de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....110

Figura 5.38 – Eficiência de remoção de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 111

Figura 5.39 – Resultados de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....112

Figura 5.40 – Eficiência de remoção de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....113

Figura 5.41 – Resultados de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....114

Figura 5.42 – Eficiência de remoção de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....115

Figura 5.43 – Resultados do pH do esgoto bruto e de coagulação dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....116

Figura 5.44 – Resultados das concentrações de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....118

Figura 5.45 – Consumo de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 118

Figura 5.46 – Resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....120

Figura 5.47 – Resultados de ferro total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....121

Figura 5.48 – Resultados de alumínio total . dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....122

Figura 5.49 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 70mg/L sulfato de alumínio 123

Figura 5.50 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 40mg/L de cloreto férrico 124

Figura 5.51 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de cloreto férrico 125

Figura 5.52 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 40 mg de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico 125

Figura 5.53 – Resultados de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....127

Figura 5.54 – Eficiência de remoção de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....127

Figura 5.55 – Resultados de DQO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....128

Figura 5.56 – Resultados de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO..... 130

Figura 5.57 – Eficiência de remoção de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....130

Figura 5.58 – Resultados de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....132

Figura 5.59 – Resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....133

Figura 5.60 – Eficiência de remoção de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....134

Figura 5.61 – Resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a

100mg/L de DBO.....135

Figura 5.62 – Eficiência de remoção de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....136

Figura 5.63 – Resultados de SST dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....138

Figura 5.64 – Eficiência de remoção de SST dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....138

Figura 5.65 – Resultados de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....140

Figura 5.66 – Eficiência de remoção de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....140

Figura 5.67 – Resultados de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....142

Figura 5.68 – Eficiência de remoção de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....142

Figura 5.69 – Resultados de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO 144

Figura 5.70 – Eficiência de remoção de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....144

Figura 5.71 – Resultados das análises de pH dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....145

Figura 5.72 – Resultados de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....146

Figura 5.73 – Consumo de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....147

Figura 5.74 – Resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....148

Figura 5.75 – Resultados de ferro total dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO 149

Figura 5.76 – Resultados de SST do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de cloreto férrico.....152

Figura 5.77 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ 153

Figura 5.78 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ e 0,5mg/L de polímero 153

Figura 5.79 – Fluxograma do ciclo operacional com vazão de 72L/s 155

Figura 5.80 – Fluxograma de ciclo operacional com vazão de 220L/s 156

Figura 5.81 – Fluxograma da operação de três tanques com tratamento biológico 157

Figura 5.82 – Configuração da unidade físico-química em escala real 159

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Comparação das características do esgoto combinado com outras fontes 8

Tabela 3.2 – Dosagens típicas de coagulantes 24

Tabela 3.3 – Padrões de lançamento de efluentes no corpo receptor 42

Tabela 3.4 – Padrões de qualidade de corpo d'água 42

Tabela 4.1 – Dados do afluente previstos no dimensionamento da ETE 50

Tabela 4.2 – Caracterização dos ciclos com 08 tanques 52

Tabela 4.3 – Condições fixas dos ensaios de bancada 55

Tabela 4.4 – Programação dos ensaios em escala de bancada 56

Tabela 4.5 – Condições fixas para os ensaios em escala piloto 57

Tabela 4.6 – Análises efetuadas no monitoramento da ETE 63

Tabela 4.7 – Análises efetuadas nas amostras dos ensaios de bancada 63

Tabela 4.8 – Análises efetuadas nas amostras dos ensaios da escala piloto 64

Tabela 5.1 – Índices estatísticos de vazão medida em 2008 67

Tabela 5.2 – Índices estatísticos de vazão medida em 2009 67

Tabela 5.3 – Vazão instantânea afluente à estação no momento de sobrecarga hidráulica.....68

Tabela 5.4 – Resultados de DQO de esgoto bruto e efluente tratado da ETE Martim de Sá 74

Tabela 5.5 – Valores médios de DQO de esgoto afluente à estação 77

Tabela 5.6 – Índices estatísticos das concentrações de DBO da ETE Martim de Sá 77

Tabela 5.7 – Índices estatísticos das concentrações de sólidos suspensos totais 79

Tabela 5.8 - Índices estatísticos das concentrações de sólidos suspensos voláteis 80

Tabela 5.9 – Índices estatísticos das concentrações de sólidos suspensos fixos 81

Tabela 5.10 – Valores de IVL e SST no Tanque 02 83

Tabela 5.11 – Valores de IVL e SST no Tanque 03 84

Tabela 5.12 – Idade do lodo 86

Tabela 5.13 – Resultados dos ensaios jarteste com sulfato de alumínio e esgoto bruto a 50 mg/L de DBO.....89

Tabela 5.14 – Resultados dos ensaios jarteste com cloreto férrico e esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....90

Tabela 5.15 – Resultados dos ensaios jarteste com sulfato de alumínio e esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....92

Tabela 5.16 – Resultados dos ensaios jarteste com cloreto férrico e esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....93

Tabela 5.17 – Resultados do ensaio jarteste com cloreto férrico e NaOH e esgoto bruto a 100mg/L de DBO 95

Tabela 5.18 – Índices estatísticos das concentrações de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 96

Tabela 5.19 – Índices estatísticos das concentrações de DQO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....99

Tabela 5.20 – Índices estatísticos das concentrações de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....100

Tabela 5.21 – Índices estatísticos das concentrações de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 102

Tabela 5.22 – Índices estatísticos dos resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....104

Tabela 5.23 – Índices estatísticos dos resultados de turbidez dos ensaios com

esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....105

Tabela 5.24 – Índices estatísticos das concentrações de SST dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....107

Tabela 5.25 – Índices estatísticos das concentrações de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 110

Tabela 5.26 – Índices estatísticos das concentrações de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....112

Tabela 5.27 – Índices estatísticos das concentrações de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....114

Tabela 5.28 – Índices estatísticos dos resultados de pH dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....116

Tabela 5.29 – Índices estatísticos das concentrações de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO 117

Tabela 5.30 – Índices estatísticos dos resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....119

Tabela 5.31 – Índices estatísticos das concentrações de ferro total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....120

Tabela 5.32 – Índices estatísticos das concentrações de alumínio dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.....122

Tabela 5.33 – Índices estatísticos das concentrações de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....126

Tabela 5.34 – Índices estatísticos das concentrações de DQO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....128

Tabela 5.35 – Índices estatísticos das concentrações de DBO dos ensaios com

esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....129

Tabela 5.36 – Índices estatísticos das concentrações de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....131

Tabela 5.37 – Índices estatísticos dos resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....133

Tabela 5.38 – Índices estatísticos dos resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....135

Tabela 5.39 – Índices estatísticos das concentrações de SST dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....137

Tabela 5.40 – Índices estatísticos das concentrações de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....139

Tabela 5.41 – Índices estatísticos das concentrações de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....141

Tabela 5.42 – Índices estatísticos das concentrações de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....143

Tabela 5.43 – Índices estatísticos dos resultados de pH dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....145

Tabela 5.44 – Índices estatísticos das concentrações de alcalinidade . dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....146

Tabela 5.45 – Índices estatísticos dos resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....148

Tabela 5.46 – Índices estatísticos das concentrações de ferro total dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO 149

Tabela 5.47 – Índices estatísticos das concentrações de alumínio dos ensaios com

esgoto bruto a 100mg/L de DBO.....151

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Fatores típicos que afetam as características do esgoto combinado 7

Quadro 3.2 – Variantes do lodo ativado 36

Quadro 3.3 – Subfases do lodo ativado em bateladas 41

Quadro 4.1 – Metodologia utilizada para análise das amostras 65

LISTA DE ABREVIATURAS

AWWA – American Water Works Association

CAESB – Companhia de Saneamento de Brasília

CEPT – Tratamento Primário Aprimorado Quimicamente

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

EEE – Estação Elevatória de Esgotos

EPA – Environmental Protection Agency

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

$Al_2(SO_4)_3 . 14H_2O$ – sulfato de alumínio

A / M – Relação Alimento Microorganismo

$Ca (OH)_2$ – cal

$CaCO_3$ – Carbonato de Cálcio

COO^- - Grupos Carboxílacos

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

$FeCl_3$ – cloreto férrico

$FeSO_4$ – sulfato ferroso

$Fe_2 (SO_4)_3$ – sulfato férrico

IVL – Índice Volumétrico do Lodo

$Na_2Al_2O_4. 3H_2O$ – aluminato de sódio

N - Nitrogênio

NH_3^+ - Amina

N – NKT – Nitrogênio Kjeldhal

OD – Oxigênio Dissolvido

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

PV – Poço de Visita

SBR – Reatores Operados em Bateladas Sequenciais

SiOH – Sílica

SS – Sólidos Suspensos

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

1. INTRODUÇÃO

A coleta, afastamento e tratamento de esgotos sanitários são atividades essenciais à proteção da saúde pública e preservação do meio ambiente. A coleta e o afastamento são realizados pelas redes coletoras e Estações Elevatórias de Esgotos (EEE's), e o tratamento é realizado pelas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), as quais normalmente utilizam processos biológicos associados à separação das fases sólida e líquida.

O sistema de coleta de esgoto sanitário utilizado nas cidades pode ser classificado em unitário, separador parcial ou separador absoluto. No Brasil, emprega-se o separador absoluto, sistema concebido para captar, exclusivamente, os efluentes sanitários e as águas residuárias oriundas da atividade urbana, acrescidos de pequenas contribuições parasitárias indevidas e originárias do subsolo ou do encaminhamento acidental ou clandestino de águas pluviais. Neste sistema, as águas de chuvas são coletadas e transportadas por um sistema independente e lançadas sem tratamento no corpo d'água mais próximo.

As contribuições indevidas provenientes do subsolo são genericamente designadas como infiltrações e incluem as águas que penetram nas tubulações através de juntas e imperfeições das paredes dos condutos bem como através dos poços de visitas e estações elevatórias (AZEVEDO NETO, 1979).

A rigor, as águas pluviais não deveriam chegar aos coletores de sistemas separadores absolutos, mas na realidade sempre chegam, não somente devido a defeitos das instalações, mas também devido às ligações clandestinas, à falta de fiscalização e à negligência por parte do poder público. (AZEVEDO NETO, 1979).

Os danos pelo lançamento indevido de águas pluviais no sistema público de esgotamento sanitário, somando-se às suas características, além de colocar em colapso o sistema de

transposição de bacias em períodos de chuvas fortes, acabam carreando areia, que ao longo do tempo causam abrasão na tubulação, desgastes nos diversos componentes pertinentes ao sistema de esgotamento sanitário e lançamento de materiais sólidos tais como madeira, pedras, plásticos, que obstruem as redes coletoras, levando ao extravasamento de esgoto pelos poços de visitas instalados ao longo dos logradouros.

Outro fator que leva a conexão da drenagem pluvial à rede de esgoto é a existência de bairros com redes coletoras de esgoto, porém sem sistema de drenagem urbana e pavimentação de ruas. Esta situação leva os moradores a despejarem, por falta de opção, as água de chuva na rede de esgoto sanitário. É comum também a existência de loteamentos em áreas localizadas em vales que, facilmente, podem acumular água de chuva, que, de alguma forma, acaba infiltrando nas redes coletoras.

Em algumas regiões do Estado de São Paulo, a infiltração de contribuições parasitárias aumenta consideravelmente devido à combinação de vários fatores como índice pluviométrico elevado, deficiência de drenagem urbana, nível do lençol freático elevado, tipo e permeabilidade do solo. As áreas litorâneas apresentam condições propícias às grandes infiltrações, pois possuem lençol d'água a pequena profundidade e terrenos arenosos (AZEVEDO NETO, 1979).

No período de chuvas, o excesso de vazão que adentra às redes coletoras sobrecarrega consideravelmente as ETE's. Ao chegar na estação, a vazão de esgotos não encontra tempo de detenção hidráulico suficiente para ser tratada no processo biológico, chegando-se algumas vezes a desviá-la do tratamento biológico, ou das EEE's como um todo, encaminhando-a diretamente para o meio ambiente sem atendimento aos padrões de emissão estabelecidos em legislação.

É importante ressaltar que a legislação brasileira considera crime contra o meio ambiente a prática de dispor esgoto sanitário no meio sem o devido tratamento. O artigo 33 da Lei 9.605 de

12/02/1998 diz que é crime “Provocar, pela emissão de efluentes ou carreamento de materiais, o perecimento de espécimes da fauna aquática existentes em rios, lagos, açudes, lagoas, baías ou águas jurisdicionais brasileiras”. O artigo 54 desta mesma Lei considera crime “Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora”.

Assim, algumas estratégias de controle do excesso de vazão são propostas para evitar o desvio do esgoto sanitário do tratamento biológico. Para um sistema de tratamento de lodos ativados em bateladas composto por múltiplos tanques, pode-se diminuir a duração das etapas de um ciclo operacional ou até transformar um reator biológico em uma unidade de tratamento físico-químico, composta por coagulação, floculação e sedimentação em decantadores de alta-taxa, com o objetivo principal de efetuar o tratamento de toda vazão excedente durante o período de chuvas.

No município de Caraguatatuba, a ETE Martim de Sá tem, a princípio, condições favoráveis ao desenvolvimento do estudo para verificar a viabilidade do emprego do processo físico-químico para o tratamento do esgoto com decantadores de alta taxa. Trata-se de uma estação de lodos ativados em bateladas com aeração prolongada, composta por 04 reatores biológicos, que durante o tempo seco possui vazão afluente inferior à vazão de projeto, esgoto bruto diluído na maior parte do ano e excesso de vazão afluente durante o período de chuvas. Combinando-se todos estes fatores, a proposta de tratamento físico-químico com decantadores de alta taxa foi uma alternativa considerada atraente e que motivou este estudo.

2. OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo avaliar o tratamento de esgotos sanitário em ETE's com excesso de vazão devido à grande contribuição de águas de infiltração, propor medidas para o aprimoramento das condições operacionais do sistema existente, bem como estudar o emprego do processo físico-químico para o tratamento das vazões excedentes.

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Quantificar e caracterizar a vazão excedente afluente que ocorre em dias de chuva.
- Avaliar as condições operacionais e desempenho de ETE com sobrecarga hidráulica por meio do controle laboratorial das características do esgoto bruto, efluente final e lodo dos reatores;
- Avaliar o desempenho do processo físico-químico por meio de ensaios de bancada e em uma unidade piloto com as etapas de coagulação, floculação e sedimentação em decantador laminar, para tratamento de esgoto característico de ETE com sobrecarga hidráulica;
- Avaliar duas estratégias de tratamento de vazão excedente em ETE: a primeira alternativa é manter o tratamento biológico, alterar as etapas do ciclo e condições operacionais; e a segunda proposta é adaptar o tratamento físico-químico, avaliado pelos ensaios de bancada e pela estação piloto, ao tratamento biológico.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Sistema de Esgoto Combinado

O sistema de esgotamento combinado é um sistema que coleta e transporta esgoto doméstico, industrial e água de chuva num mesmo coletor. Na primeira metade do século XX, o sistema combinado foi uma técnica empregada em muitas comunidades dos Estados Unidos, que permanece em operação até hoje. Inicialmente, alguns destes sistemas foram construídos para coletar apenas água de chuva, mas com o aumento das comunidades e com a dificuldade em destinar o esgoto, as residências tiveram suas ligações de esgoto conectadas aos drenos pluviais, que conduziam a água para o corpo receptor mais próximo, gerando poluição e risco à saúde pública. Com o tempo, estas tubulações foram conectadas a interceptores que conduziam esta água residuária a uma unidade de tratamento de esgotos para assim ser tratada e lançada sem poluir o ambiente.

No entanto, no período de chuvas, o volume de água aumenta consideravelmente. A parcela de esgoto sanitário, que entra continuamente no coletor, é superada pela vazão de água proveniente do escoamento superficial, chegando à situação da unidade de tratamento não ter tempo suficiente para efetuar o tratamento e levar à ocorrência do desvio, de parte desta vazão, do sistema de tratamento biológico. Outra situação que facilmente ocorre em sistema combinado é o vazamento de água residuária em poços de visitas (PV's) e estações elevatórias de esgotos durante o período de chuvas intensas. Um evento de extravazão de esgoto combinado pode resultar na descarga de material orgânico, nutrientes, bactérias, óleos e graxas, metais e outras substâncias potencialmente tóxicas em águas receptoras (HALL; RISSETTO; SANTARELLA JUNIOR, 1989).

Outra situação adversa gerada pelo excesso de vazão é a diminuição do desempenho da estação devido ao efeito de “lavagem” e remoção de sólidos do tratamento biológico (LESSARD; BECK, 1990).

A caracterização qualitativa e quantitativa do esgoto combinado é muito importante por várias razões, como por exemplo para a situação do esgoto combinado ser descartado diretamente em águas superficiais; neste caso é necessário identificar o impacto que o esgoto combinado pode causar na qualidade das águas receptoras por meio do conhecimento do volume e da carga dos contaminantes, e também para selecionar e projetar um processo de tratamento para este tipo de esgoto.

Os volumes dos dois tipos de águas contribuintes, ou seja, esgoto sanitário e água de chuva, dependem de fatores como a intensidade da chuva e a época do ano. As características do esgoto combinado podem variar consideravelmente devido às diferenças qualitativas do esgoto bruto e da água de escoamento superficial urbana (KLEMETSON, 1985).

Quando a água de chuva entra no coletor e se mistura com o esgoto doméstico e industrial tem-se como resultado um esgoto bruto bastante diluído, a água de chuva contribui com grande quantidade de volume de água que entra nos coletores e com qualidade melhor que o esgoto sanitário (METCALF & EDDY, 1991). Devido à grande variação de eventos de chuvas, área de drenagem, características do esgoto e outros fatores, as características do esgoto combinado varia de local para local, sendo difícil predizer suas características sem efetuar análises.

O Quadro 3.1 apresenta os principais fatores que afetam as características do esgoto combinado.

Quadro 3.1: Fatores típicos que afetam as características do esgoto combinado

Parâmetro	**Fatores relacionados à quantidade**	**Fatores relacionados à qualidade**
Precipitação	Volume de chuva Intensidade da chuva Duração da chuva	Qualidade atmosférica regional.
Esgoto	Variação da vazão Tipos de fontes contribuintes (residencial, comercial, etc)	Tipo das fontes contribuintes
Bacia de Drenagem	Tamanho, tempo de concentração Tipo de uso do solo Área impermeável Características do solo Controle do escoamento superficial	Crescimento da poluição Gestão no momento crítico
Sistema de coleta de esgoto	Tamanho, forma e declividade da tubulação Quantidade de infiltração Condições de remanso Tipo de regulador de vazão ou desvio Capacidade de redução dos sedimentos	Transformações químicas e biológicas Qualidade da água de infiltração Ressuspensão dos sedimentos

Fonte: METCALF & EDDY, 1991

Uma comparação de alguns parâmetros da água de chuva, água de escoamento superficial, esgoto combinado e esgoto bruto é apresentada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Comparação das características do esgoto combinado e outras fontes

Parâmetro	Unidade	Concentrações			
		Água de chuva	**Água de escoamento superficial**	**Esgoto Combinado**	**Esgoto doméstico**
Sólidos Suspensos	mg/L	-	67 - 101	270 - 550	100 - 350
DBO $_{(5,20)}$	mg/L	1 - 13	8 - 10	60 - 220	110 - 400
DQO	mg/L	9 - 16	40 - 73	260 - 480	250 - 1000
Coliforme termotolerante	NMP/100ml	-	10^3 - $2,1x10^4$	$2x10^5$ – $1,1x10^6$	10^6 – 10^7
Nitrogênio total	mg/L	-		4 - 17	20 - 85
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	-	0,43 – 1,00	-	20 - 85
Nitrato	mg/L	0,05 – 1,00	0,48 – 0,91	-	0
Fósforo total	mg/L	0,02 – 0,15	0,67 – 1,66	1,20 – 2,80	4 - 15
Cobre	μg/L	-	27 - 33	-	-
Chumbo	μg/L	30 - 70	30 - 144	140 - 600	-
Zinco	μg/L		135 - 226	-	-

Fonte: METCALF & EDDY, 1991

Atualmente constrói-se, para coleta e transporte de esgoto sanitário, o sistema separador absoluto, cuja característica é conduzir a água de chuva e o esgoto em tubulações separadas.

3.2. Processos Físico-Químicos

Os processos físico-químicos são comumente usados no tratamento de água para abastecimento, mas tem se estudado a utilização desta tecnologia para tratamento de efluentes domésticos e industriais (FABRETI, 2006). Consistem de um conjunto de operações químicas e físicas com o objetivo principal de remover sólidos suspensos e dissolvidos, e material orgânico das águas para abastecimento e dos esgotos sanitários.

O tratamento físico-químico foi um método consagrado utilizado em esgotos na Inglaterra durante a década de 1870. Nos Estados Unidos, o tratamento químico de esgotos foi usado extensivamente entre os anos 1890 e 1900, mas com o desenvolvimento do tratamento biológico, o uso de produtos químicos foi abandonado, e o tratamento biológico adotado (METCALF & EDDY, 1991).

Basicamente, a aplicação de produtos químicos é utilizada na desinfecção do efluente, coagulação e floculação, precipitação de substâncias dissolvidas, ajuste de pH e condicionamento do lodo. Quando aplicado antes dos decantadores primários em estações de tratamento promovem a melhoria da sedimentação e remoção de fósforo. Também, pode ser útil em muitos processos de tratamento de esgotos com problemas associados à sobrecarga ou esgoto diluído (EPA , 1979).

As operações dos processos físico-químicos estudadas nesta pesquisa são coagulação, floculação e sedimentação.

3.2.1. Coagulação

As águas para abastecimento em seu estado natural e os esgotos sanitários apresentam partículas sólidas que devem ser retiradas durante os processos de tratamento. Estas partículas são classificadas em função da distribuição do tamanho, podendo ser partículas suspensas com diâmetro médio maior que 1μm, partículas dissolvidas com diâmetro médio menor que 10^{-3}μm e partículas coloidais com tamanho entre 10^{-3}μm e 1μm (FERREIRA FILHO, 2008).

Segundo PIVELI (2005), as partículas em suspensão podem ser removidas por sedimentação simples, as coloidais exigem a coagulação e floculação antes de sua separação em operação unitária como a sedimentação ou flotação e as partículas com diâmetro inferior a 10^{-3}μm dissolvem-se na água em nível de solução verdadeira e são muito estáveis, praticamente

cargas elétricas dispersas na água, removíveis apenas através de processos especiais de tratamento, como os que recorrem ao emprego de membranas semi-permeáveis e os processos à base de troca iônica.

As partículas coloidais apresentam carga superficial negativa, ou seja, em seu estado natural são estáveis e quando se chocam, se repelem, pois existe uma força de repulsão entre si, causando certas dificuldades para serem agregadas e assim removidas.

As principais propriedades dos sistemas coloidais segundo SAWYER et al (1994), são:

- **Movimento Browniano**: é o movimento desordenado imposto às partículas devido ao "bombardeamento" pelas moléculas da água que estão em estado constante de vibração. Este efeito é considerado favorável ao processo de coagulação.
- **Efeito Tyndal**: é a capacidade das partículas coloidais interferirem na passagem da luz, provocando o espalhamento da mesma.
- **Propriedades elétricas e eletrocinéticas**: são as propriedades mais importantes; todas as partículas coloidais são carregadas eletricamente. Águas com pH entre 5 e 10, apresentam predomínio de partículas com saldo de carga negativa, gerando um potencial médio estimado em –30mV.
- **Relação área específica / volume elevada**: as partículas em estado coloidal possuem a relação área específica / volume bastante elevada, ou seja, grandes áreas expostas ao meio onde se inserem, podendo intercambiar com ele, gerando o que se conhece pelos chamados "fenômenos de superfície".
- **Adsorção superficial**: devido à grande área específica das partículas coloidais, o poder de adsorção é grande. Ocorre seletividade na adsorção de íons pelos colóides e esta é a base fundamental da estabilidade das dispersões coloidais, entendendo-se por estabilidade a

dificuldade na remoção da água, ou seja, estas barreiras de natureza eletrostática impedem que as partículas se aglutinem e formem flocos que possam ser posteriormente separados por operação física.

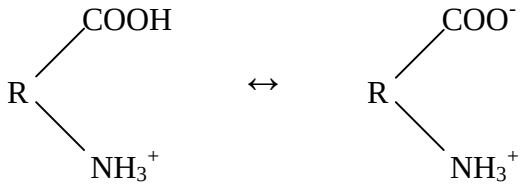
A estabilidade das partículas coloidais é devida à presença de (AWWA, 1999):

- grupos funcionais ionizáveis, que sobre a superfície do sólido reagem com a água aceitando ou doando prótons. Para a sílica (≡SiOH), por exemplo, a reação de ionização será conforme equações (01) e (02):

$$\equiv SiOH_2^+ \leftrightarrow \equiv SiOH + H^+ \qquad (01)$$

$$\equiv SiOH \leftrightarrow \equiv SiO^- + H^+ \qquad (02)$$

Uma superfície orgânica pode conter grupos carboxílicos (COO^-) e amina (NH_3^+) que se tornarão carregadas através das reações de ionização (03) e (04).



(03)

(04)

- adsorção específica de íons: certos grupos podem reagir na água com solutos e outros prótons. Usando a sílica como exemplo, temos as equações (05) e (06):

$$\equiv SiOH + Ca^{2+} \leftrightarrow \equiv SiOCa^+ + H^+ \qquad (05)$$

$$\equiv SiOH + HPO_4^{2-} \leftrightarrow \equiv SiOPO_3H^- + OH^- \qquad (06)$$

- imperfeições na estrutura cristalina (substituições isomórficas): a carga superficial pode surgir devido às imperfeições dentro da estrutura da partícula, ocorre a substituição de íons nas estruturas iônicas entrelaçadas da superfície do colóide. Isto é responsável por grande parte das cargas nas partículas de argilas. Se um átomo de sílica for substituído por um átomo de alumínio, resultará uma partícula com carga negativa , conforme Figura 3.1.

a)

b)

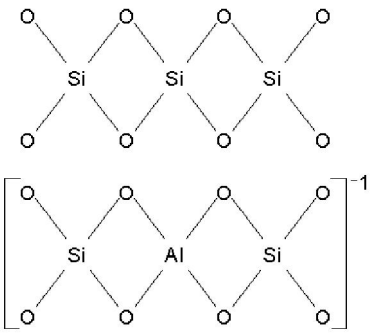


Figura 3.1 – Estrutura SiO_2: a) sem carga e b) com carga negativa

A carga elétrica que se manifesta na superfície das partículas é chamada de carga elétrica primária sendo, no balanço geral, negativa. A carga primária de uma partícula coloidal atrai íons de carga oposta (contra-íons) formando uma camada aderente denominada camada compacta ou camada de Stern, composta predominantemente de cargas positivas. Quanto mais próximo o contra-íon estiver da superfície da partícula, maior será a força de atração que é conhecida como forças de Van der Waal. Os íons mais afastados são atraídos mais fracamente, e a camada que se inicia após o final da camada compacta e se estende até o meio neutro, onde a força de atração pela partícula é praticamente zero, chama-se camada difusa (SAWYER, 1994). A associação das duas camadas denomina-se Teoria da Dupla Camada.

As diferenças de concentração entre as espécies de anions (-) e cátions (+) estabelecem campos eletrostáticos que são responsáveis pela estabilização do estado coloidal (LEME, 1990).

Segundo DI BERNARDO e DANTAS (2005), o potencial elétrico criado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é denominado Potencial de Nernst. Há uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária, na qual o potencial elétrico decresce linearmente; em seguida a diminuição é exponencial, passando pela fronteira das camadas compacta e difusa, região em que o potencial elétrico é chamado de Potencial Zeta. Ele é o responsável pelo comportamento eletrocinético dos colóides; é o potencial existente no plano de cisalhamento, limitante da parte da solução em volta da partícula, que se move com ela, e da parte que se pode mover independentemente (LEME, 1990).

Quando a partícula é submetida a uma diferença de potencial, ela migra para o pólo de sinal contrário à sua carga primária. Os contra-íons que se encontram na camada compacta estão fortemente atraídos à partícula e são capazes de migrarem junto com ela, mas os que estão na camada difusa, nem todos possuem esta capacidade. Pode-se imaginar um plano no interior da camada difusa que corresponde ao limite desta capacidade de acompanhamento da partícula, isto é, as cargas que estão até este plano são capazes de acompanhar a partícula e as que estão fora, não. Este plano é chamado de plano de cisalhamento. O potencial máximo de repulsão eletrostática ocorre exatamente na superfície da partícula, é ele que deve ser neutralizado para a desestabilização da partícula (SAWYER et al, 1994).

A Figura 3.2 apresenta a configuração esquemática da dupla camada elétrica.

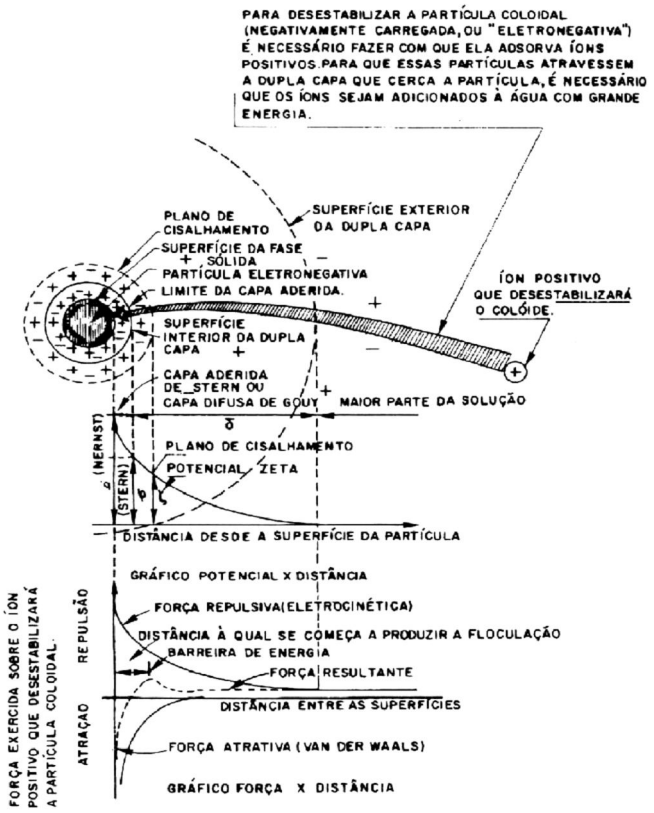


Figura 3.2 – Configuração esquemática da dupla camada

No processo de tratamento é preciso agregar as partículas coloidais e como elas têm carga negativa isso não será possível, pois elas vão se repelir. Diante desta situação é necessário retirar as cargas das partículas para que elas se agreguem e aumentem de tamanho e assim sedimentem com maior facilidade. Este processo de retirada de carga das partículas é chamado de **Coagulação**, ou seja, uma operação unitária responsável pela desestabilização das partículas coloidais em um sistema aquoso, preparando-as para sua remoção nas etapas subseqüentes do processo de tratamento (FERREIRA FILHO, 2008).

A desestabilização é alcançada por meio da adição de coagulantes, ou seja, produtos químicos que liberam determinados íons que irão reagir com as partículas coloidais. Para que os coagulantes tenham rápida dispersão e misture com água e enfim ocorra a reação, é necessário

que sua aplicação seja num ponto que se tenha um gradiente de velocidade elevado, a esta etapa denominamos mistura rápida. Na mistura rápida ocorrem interações entre o coagulante e a água, com formação de espécies hidrolisadas e entre estas e as impurezas presentes na água, sendo geralmente necessária agitação intensa para que o processo de coagulação seja eficiente. Os coagulantes necessitam ter propriedades desejáveis, como a capacidade de reagir com álcalis e produzir compostos floculentos; produzir em solução cátions metálicos de grande poder de redução do potencial eletrostático manifestado pelas partículas coloidais; além disso, precisam apresentar baixo custo e facilidade de obtenção, e não trazer prejuízos para a saúde pública.

Destacam-se como principais coagulantes: cal ($Ca(OH)_2$), sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3 . 14H_2O$), cloreto férrico ($FeCl_3$), sulfato ferroso ($FeSO_4$), sulfato férrico ($Fe_2 (SO_4)_3$), aluminato de sódio ($Na_2Al_2O_4. 3H_20$). Outros aditivos coagulantes usados são argilas bentoníticas, polímeros catiônicos e aniônicos.

Os mecanismos de desestabilização dos colóides são:

- **Compressão da dupla camada**: Para se obter a compressão da dupla camada é necessário adicionar um eletrólito à água a ser tratada. Os eletrólitos liberam íons de carga oposta à carga da partícula que “entram” na camada difusa a fim de se aproximar da partícula, causando desta forma a compressão da camada difusa. Este modo de desestabilização não é uma prática utilizada para o tratamento de água, porque requer grandes quantidades de sais (AWWA, 1999). Para FERREIRA FILHO (2008), não tem sentido falar em compressão da dupla camada quando, por exemplo, utilizamos o sal de alumínio para desestabilizar as partículas. O alumínio para comprimir a dupla camada precisa estar na forma Al^{3+}, porém esta forma reage instantaneamente quando em contato com a água formando espécies hidrolisáveis que vão desestabilizar por adsorção e

neutralização e não por compressão da dupla camada. A reação é tão rápida que não há tempo para comprimir a dupla camada.

- **Adsorção e neutralização de cargas**: A desestabilização superficial por neutralização de cargas envolve a redução da carga superficial das partículas em suspensão. Espécies hidrolisadas são formadas pela reação do coagulante com a água e adsorvem nas superfícies das partículas coloidais provocando sua neutralização. O processo de adsorção e neutralização requer gradiente de velocidade a partir de $1000s^{-1}$ na mistura rápida (FERREIRA FILHO, 2008).
- **Varredura**: Processo de coagulação que se utiliza quantidade suficiente para que os sais metálicos formem hidróxidos metálicos, como os hidróxidos de alumínio e de ferro, para adsorver, neutralizar e até envolver o colóide e assim obter sua sedimentação. O gradiente de velocidade utilizado na mistura rápida é igual ou maior que $300s^{-1}$ (FERREIRA FILHO, 2008).
- **Ponte interparticular**: Os polieletrólitos, polímeros naturais ou sintéticos de cadeia longa e carregados eletricamente, podem desestabilizar as partículas coloidais formando uma ponte entre um colóide e outro. Uma carga situada ao longo da cadeia do polímero pode adsorver ou aderir um colóide, enquanto que o restante da molécula se estenderá pela solução podendo adsorver outros colóides em outros pontos, removendo a ambos conjuntamente (SAWYER et al, 1994).

3.2.2. Floculação

A floculação é um processo físico no qual as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento de seu tamanho físico, alterando desta forma, sua distribuição granulométrica (FERREIRA FILHO, 2008). A floculação é influenciada pelas características físicas e químicas da água como o pH, a alcalinidade, a temperatura e a distribuição das partículas (PIVELI, 2005).

Na floculação, as interações ocorrem entre as partículas desestabilizadas e entre o precipitado do metal formado ou espécies hidrolisadas positivas para formação de aglomerados (flocos) que, posteriormente, serão removidos por sedimentação, flotação ou filtração. Não há necessidade de agitação tão intensa quanto aquela observada na mistura rápida (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Segundo FABRETI (2006), esta unidade deve ser de mistura lenta, a fim de favorecer a agregação das partículas e evitar a ruptura dos flocos formados. O gradiente de velocidade utilizado neste processo de mistura lenta deve situar na faixa de 20 a $80s^{-1}$ (FERREIRA FILHO, 2008).

Os encontros entre partículas causam agregação e formação de flocos e o aumento do gradiente de velocidade médio e do tempo de floculação causa aumento da taxa de encontros. Entretanto, com agitação muito intensa, as forças de cisalhamento podem causar a ruptura dos flocos e também, a partir de certo período de floculação, ocorrer a erosão dos flocos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Os mecanismos de transporte que causam movimento e colisão entre as partículas numa solução desestabilizada são floculação pericinética, ortocinética e sedimentação diferencial.

- **Floculação Pericinética (Movimento Browniano):** é o movimento das partículas coloidais com direção aleatória que ocorre devido ao bombardeamento das moléculas da água, favorecendo os encontros entre elas. A intensidade deste movimento é função da energia térmica do fluido (AWWA, 1999).
- **Floculação Ortocinética (Gradientes de velocidade):** É a floculação que ocorre devido à presença de gradientes de velocidades entre as partículas. Quando as partículas estão suspensas num fluxo laminar, uma partícula localizada num ponto com alta velocidade tende a se mover mais rápido que outra que está num ponto com menor velocidade. Se as partículas estão suficientemente próximas, a diferença de velocidade irá eventualmente provocar o contato entre elas e assim ocorrer a floculação.
- **Floculação por sedimentação diferencial**: É a floculação em razão do encontro das partículas que têm velocidade de sedimentação diferente umas das outras.

3.2.3. Sedimentação Gravitacional

É um processo de separação de sólido-líquido que tem como força propulsora a ação da gravidade (FERREIRA FILHO, 2008). É utilizada principalmente para reduzir concentração de sólidos no fluido. É a operação unitária mais utilizada no tratamento de esgotos. A sedimentação é usada na remoção de areia, material particulado nos decantadores primários, floco biológico nos tanques de areação do lodo ativado, e remoção dos flocos químicos nos sistemas que utilizam coagulação e floculação (METCALF & EDDY, 1991). Também é utilizada para concentrar sólidos nos adensadores de lodo.

De acordo com METCALF & EDDY (1991), a sedimentação gravitacional pode ser classificada em:

- **Sedimentação discreta (Tipo I):** Refere-se à sedimentação de partículas em suspensão de baixa concentração de sólidos. As partículas sedimentam como entidades individuais e não há significante interação com as partículas vizinhas. É utilizada para remover areia dos esgotos sanitários.
- **Sedimentação floculenta (Tipo II):** Refere-se às partículas em solução relativamente diluídas que não irão sedimentar como uma partícula discreta mas irão coalescer durante a sedimentação. Devido à coalescência e floculação, as partículas aumentam em massa e sedimentam a uma taxa maior. A ocorrência da floculação depende do contato entre as partículas, que varia com a vazão, profundidade do tanque de sedimentação, existência de gradiente de velocidade, concentração e tamanho das partículas. É utilizada para remoção de sólidos suspensos nos decantadores primários e em parte nos decantadores secundários. A sedimentação floculenta também remove floco químico nos decantadores.
- **Sedimentação em zona (Tipo III):** Refere-se à suspensão com concentração intermediária de sólidos, na qual forças interparticulares são suficientes para retardar a sedimentação das partículas da vizinhança. As partículas tendem a permanecer em posições fixas, uma em relação a outra, e a massa de partículas sedimenta como um bloco. Uma interface sólido-líquido se desenvolve no topo da massa que sedimenta. Ocorre nos decantadores secundários em conjunto com as instalações do tratamento biológico.
- **Sedimentação por compressão (Tipo IV):** É a sedimentação, na qual as partículas estão em concentração elevada, formando uma estrutura que se sedimentará por sua compressão. A compressão é realizada devido ao peso das partículas. Usualmente, ocorre nas camadas profundas de massa de lodo, tal como no fundo dos decantadores secundários e nos adensadores de lodo.

3.2.4. Sedimentação com Alta Taxa de Escoamento Superficial

A evolução da técnica da sedimentação vem progredindo e permitindo a redução do tempo de detenção nos decantadores, com a adoção de altas taxas de escoamento superficial (LEME, 1990). O objetivo destes avanços é o aumento da capacidade de tratamento de água e efluentes utilizando a menor área possível.

A sedimentação com taxa elevada refere-se ao uso de decantadores gravitacionais com pequena profundidade e tempo de detenção inferior a 15 minutos, capaz de alcançar eficiência de remoção de sólidos igual ou superior aos decantadores convencionais e que têm tempo de detenção usualmente maior que 2 horas (YAO, 1970).

Os decantadores de alta taxa são unidades providas de placas ou módulos tubulares utilizadas para aumentar a eficiência de remoção das partículas. São conhecidos também por decantadores laminares. Os decantadores podem ser de formato retangular e circular. Também podem ser horizontais ou inclinados.

Segundo METCALF & EDDY (2003), o sistema de clarificação em decantadores laminares utiliza adição de produtos químicos seguido por floculação e clarificação em sistema de placas laminares. Coagulante e polímero são injetados no afluente antes do esgoto entrar na zona de floculação. O esgoto ao ser condicionado quimicamente passa pelos tanques de floculação, sendo que o gradiente de mistura diminui de um tanque para o outro. O esgoto floculado vai para o decantador laminar para ocorrer a separação de sólidos. O efluente clarificado é descartado para o ambiente e os sólidos que sedimentam no fundo do decantador, são descarregados freqüentemente para linha de tratamento da fase sólida. Em alguns casos parte da vazão de lodo retorna para a entrada de esgoto bruto para auxiliar na floculação.

Segundo YAO (1970), o desenvolvimento desta técnica iniciou-se com Hazen em 1904 e foi explorada por Camp em 1946. Hansen e Culp, durante a década de 1960, demonstraram na prática, que usando tubos circulares com diâmetro de 1,3 a 10,2 cm e comprimento maior que 2,44m obtinha-se remoção de turbidez maior que 96%.

Os sistemas com superfícies inclinadas podem ser construídos de três modos diferentes com relação à direção do fluxo e direção da sedimentação da partícula. Os três modos são: contracorrente, a favor da corrente e de fluxo cruzado (AWWA, 1999) e estão indicados na Figura 3.3.

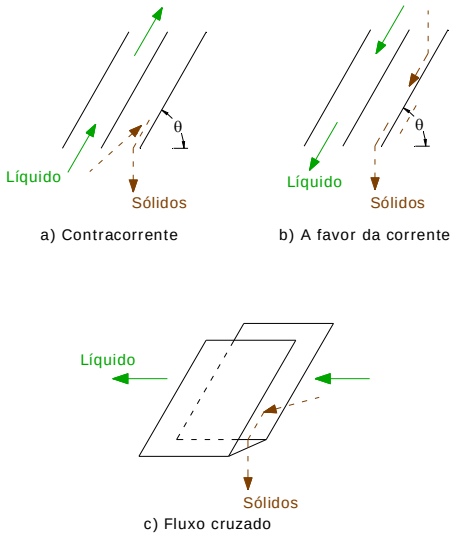


Figura 3.3 - Geometria e fluxo de decantador laminar

Nos decantadores de contracorrente, a alimentação é realizada por baixo dos módulos de sedimentação e o fluxo ascende pelos canais formados pelas superfícies inclinadas. Os sólidos sedimentam sobre as superfícies inclinadas em cada canal. Se o ângulo de inclinação for suficientemente grande, os sólidos se moverão para baixo contra o fluxo do líquido, por outro

lado, uma interrupção periódica da vazão será necessária para realização de limpeza com descarga de água.

Nos decantadores onde a sedimentação dos sólidos ocorre no mesmo sentido do fluxo do liquido, a alimentação é realizada por cima das superfícies inclinadas, o fluxo desce pelos canais e os sólidos sedimentados na superfície das placas movem-se na mesma direção do liquido.

Na sedimentação com fluxo cruzado, o liquido flui horizontalmente entre as placas e os sólidos sedimentados movem-se para baixo. Neste caso a ressuspensão de sólidos sedimentados é menor que nos decantadores de contracorrente e nos decantadores com fluxo a favor da corrente.

O ângulo de inclinação das lâminas dos referidos decantadores depende de sua aplicação, tendência de autolimpeza, e das características do escoamento do lodo sobre a superfície inclinada. Se o ângulo de inclinação for maior que 50 ou 60º a autolimpeza ocorrerá. Quando a inclinação for pequena, será necessário interromper periodicamente o tratamento para se efetuar a limpeza das placas que estará coberta com lodo sedimentado. Isto é devido à pequena distância entre as superfícies inclinadas que proporcionará pouco espaço para acumulação de lodo. A utilização de ângulo pequeno é possível quando a remoção de lodo é realizada por retrolavagem. A distância típica entre as superfícies inclinadas para não impedir a sedimentação é 50mm com comprimento de cada placa de 1 a 2m (AWWA, 1999).

A distribuição de vazão em cada canal deve ser equivalente para prevenir a ressuspensão de lodo sedimentado, integrado com um bom sistema de coleta e descarte de lodo sedimentado. Em decantadores laminares, a velocidade ao longo do eixo do canal define o regime de vazão.

O projeto de decantadores para tratamento de água e esgoto é baseado no parâmetro taxa de escoamento superficial que representa a velocidade crítica de sedimentação da partícula

(YAO, 1970). Segundo FERREIRA FILHO (2008), a velocidade de sedimentação utilizada em projeto de tratamento de água, deve ser de 20 a 60m³/m²/dia.

De acordo com valores que sugere o projeto de Revisão da Norma Brasileira de Projetos de ETE (apud VOLSCHAN JUNIOR, I. et al, 2009) a taxa de escoamento superficial em decantador lamelar deve ser entre 35 a 80 m³/m²/dia, variando em função da concentração de SST afluente.

As aplicações da decantação em alta taxa no tratamento de esgotos incluem: tratamento primário avançado, tratamento de vazão em tempo de chuva e esgoto combinado, tratamento de água de lavagem de filtros e tratamento de água de retorno do tratamento de lodo em ETE's (METCALF & EDDY, 2003).

3.2.5. Tratamento Químico de Esgotos

A precipitação química envolve a adição de produtos químicos para desestabilizar as partículas para permitir o aumento de seu tamanho físico quando colocadas em contato e assim facilitar a sua remoção por sedimentação. No passado, a precipitação química foi freqüentemente usada para alcançar um determinado grau de remoção de DBO e sólidos suspensos totais (SST), nas seguintes situações: (1) onde havia variação sazonal nas características do esgoto, (2) onde um grau intermediário de tratamento era necessário, (3) como um aditivo nos processos de sedimentação (METCALF & EDDY, 2003).

Atualmente, a precipitação química é usada para: (1) melhorar a performance dos decantadores primários, (2) tratamento físico-químico independente de esgoto, (3) remoção de fósforo e (4) remoção de metais pesados (METCALF & EDDY, 2003). Também possibilita a obtenção de um efluente clarificado, livre de material em suspensão e coloidal, sendo que o grau

de clarificação depende da quantidade de coagulante adicionado e do controle do processo de tratamento.

Os coagulantes empregados e respectivas dosagens, de acordo com a EPA (1979), estão na Tabela 3.2, e a dosagem típica de polímero para auxiliar a floculação varia de 0,1 a 0,25mg/L.

Tabela 3.2 – Dosagens típicas de coagulantes

Coagulante	**Dosagem (mg/L)**
Sulfato de alumínio	75 a 250
Cloreto férrico	45 a 90
Cal	200 a 400

A disposição de lodo é talvez, o fator mais importante que governa a escolha do coagulante. Lodos de alumínio e ferro podem, normalmente, ser digeridos em digestores anaeróbios sem prejudicar sua operação, e podem ser dispostos em aterro sanitário ou desaguados e incinerados (EPA, 1973). Caso sejam dispostos diretamente sobre o solo, sem digestão, o lodo pode necessitar de um tratamento com cal para prevenir geração de odores. Segundo a EPA (1973), o alumínio e o ferro formam um lodo com flocos gelatinosos difíceis de adensar e desaguar comparando-se com o lodo de cal. A incineração é vantajosa devido à redução de volume e peso.

Nos parágrafos abaixo tem-se um pequeno histórico e alguns exemplos de pesquisas e aplicações do tratamento físico-químico esgotos com o objetivo de remover matéria orgânica, sólidos em suspensão e fósforo.

A primeira tentativa de tratar o esgoto por processo químico foi realizada em Paris em 1740, e nos sucessivos 100 anos, muitas práticas de tratamento foram firmadas na Inglaterra,

porém poucas com valor prático (CULP, 1967). Em muitas estações inglesas, cal e sal de ferro foram usados como coagulante sendo freqüentemente combinados com outras substâncias.

Nos Estados Unidos, a primeira estação a utilizar tratamento químico foi construída em 1886 e nos 10 anos seguintes muitas outras plantas usaram esta técnica, contudo este processo teve vida curta, com o tempo foi abandonado e substituído pelo tratamento biológico (CULP, 1967).

De acordo com CULP (1967), em 1929 renasceu o interesse no tratamento químico de esgotos. Um artigo publicado por Rudolfs, Setter e Baumgartner descreveu os benefícios de pequenas dosagens de cloreto férrico nos processos de sedimentação de esgoto, doses de 5 a 15 mg/L produziram um aumento na velocidade de sedimentação dos sólidos presentes no esgoto.

Segundo Reynolds[1] (apud CULP, 1967) o processo de tratamento de esgoto bruto por coagulação seguido de sedimentação fornece remoção de 80 a 90% de sólidos suspensos, 50 a 60% de remoção de DBO.

Na planta de Columbus, Ohio, (1904), foi utilizada a dosagem média de 90mg/L de alumínio, que resultou na remoção de 74% de sólidos suspensos, lodo com 4,5% de sólidos (PEARSE et al, 1935).

BRATBY (1982) estudou a precipitação química com remoção de sólidos pela flotação a ar dissolvido na ETE Sul localizada em Brasília operada pela CAESB, com o objetivo de tratar o excesso de vazão durante o período de chuva para evitar o desvio de parte da vazão do tratamento biológico. Encontrou como melhor dosagem 80mg/L de sulfato de alumínio, reduzindo os sólidos suspensos de 147 para 4,8mg/L (97% de remoção), e DQO de 300 para 50mg/L (84% de remoção).

DELPORTE, PUJOL & VION (1995) avaliaram um equipamento que utiliza como técnica de tratamento a coagulação, floculação auxiliada por polímero, sedimentação em decantador laminar, adensamento de lodo no decantador e recirculação de lodo do decantador para o floculador. Utilizaram para o tratamento de água de chuva, taxa de escoamento superficial (vazão pela área horizontal do decantador) na faixa de 50 a 80 m/h, dosagem de cloreto férrico de 15 a 30 mg/L de cloreto férrico, aplicação de 1,5 a 2,0 mg/L de polímero e tempo de detenção de 15 a 25 minutos. Reduziram a DQO de 105 para 66mg/L, ou seja, eficiência de 37%, e os sólidos suspensos reduziram de 125 para 15mg/L, remoção de 88%. Pode-se observar que a taxa utilizada está acima do valor proposto pelo projeto de Revisão da Norma Brasileira de Projetos de ETE (VOLSCHAN JUNIOR, I. et al, 2009).

DEMIR (1995) estudou a eficiência de sedimentação das partículas em função do ângulo de inclinação das placas em decantadores laminares. Durante os ensaios variou o ângulo entre 30 e 80º e a taxa de escoamento superficial entre 0,5 e 3,0 $m^3/m^2/h$. Para a realização dos testes produziu um efluente originário da mistura de água potável com bentonita, e turbidez entre 70 e 80 JTU. A eficiência de remoção da turbidez com a utilização do ângulo de 60º e taxa de escoamento superficial de 3,0$m^3/m^2/h$ foi de aproximadamente 50%.

A SABESP (1996) estudou na ETE Jesus Netto, localizada no município de São Paulo, a tecnologia de Tratamento Primário Aprimorado Quimicamente (CEPT), com o objetivo de duplicar a vazão afluente. Este processo consiste na aplicação de coagulação e floculação, em toda vazão afluente, para aumentar a velocidade de sedimentação das partículas no decantador primário e assim aumentar o grau de tratamento nesta fase, para que seja possível o desvio, do tratamento secundário, de parte da vazão. Este estudo indicou que, com vazão duplicada no decantador primário, a melhor dosagem de coagulante foi 50mg/L de cloreto férrico junto com

0,25mg/L de polímero aniônico solúvel em água, com remoção de cerca de 63% de DQO total, 62% de DBO total, 69% de sólidos suspensos totais.

TAKAYANAGI et al (1997) estudaram na ETE Ebie em Osaka, o tratamento de esgoto combinado em uma unidade piloto composta por decantador laminar utilizando taxa 0,56 m/min e tempo de detenção de 10 minutos. A redução média de SS foi de 473 para 133mg/L, ou seja, remoção de 72%, e reduziram a DBO de 160 para 97 mg/L, eficiência de 39%. Esta taxa não coincide com o valor proposto pelo projeto de Revisão da Norma Brasileira de Projetos de ETE (VOLSCHAN JUNIOR, I. et al, 2009).

BRIDOUX et al (1998) estudaram um sistema de tratamento para água de escoamento superficial urbano durante o período de chuva, composto por coagulação, floculação, sedimentação em decantador laminar com recirculação de lodo do decantador para o floculador. Testaram uma amostra de água de chuva com concentração média de sólidos suspensos igual a 400mg/L e DQO média de 700mg/L. Os pesquisadores aplicaram como coagulante cloreto férrico e a taxa hidráulica foi de 150 m/h. Obtiveram 70% de eficiência de remoção de sólidos suspensos (SS) e 60% de remoção de DQO. A taxa utilizada não foi comum pois está acima do valor indicado pelos outros trabalhos citados nesta revisão bibliográfica

ZEGHAL et al (1998) avaliaram em uma estação piloto, a remoção de nutrientes do esgoto. Neste sistema, o esgoto bruto era coagulado com cloreto férrico, em seguida encaminhado aos floculadores onde recebia a aplicação de polímero aniônico. Na sequência o esgoto sedimentava num decantador laminar. O efluente após sedimentação ia para um tanque de equalização para depois seguir para um tanque com leito filtrante com zona anóxica e aeróbia. A velocidade ascendente do efluente no decantador variou de 4 a 8 ($m^3/h)/m^2$. Aplicaram 200mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L polímero aniônico para auxiliar a floculação. Amostras do efluente

após sedimentação no decantador laminar foram coletadas e os parâmetros analisados foram DQO, SS e Fósforo total. A DQO média do esgoto bruto foi 600mg/L e do efluente após sedimentação foi 200mg/L. A concentração média SS no esgoto bruto foi 360mg/L, após a sedimentação o efluente tratado apresentou concentração média de SS igual a 50mg/L, a eficiência de remoção de SS foi de 86%. A concentração de fósforo total no esgoto bruto foi reduzida de 11 para 2,20mg/L após sedimentação.

DAULIGAULT et al (1999) monitoraram um sistema de sedimentação, em Brunoy, utilizado para tratar água de chuva proveniente da área de drenagem urbana. A instalação foi projetada para tratar a vazão de 210L/s e é composta por peneira e decantador laminar e a taxa superficial utilizada foi 4,8m/h. A concentração média de SS antes do tratamento foi 158mg/L e após o tratamento foi de 73mg/L. A eficiência de remoção de SS variou de 0 a 90%, sendo a eficiência média igual a 54%. A remoção de DQO variou de 50 a 75% e a remoção média de DBO foi de 31%. Para remoção de hidrocarbonetos o sistema apresentou eficiência de remoção média de 26%.

EL SAMRANI, LATIGES & VILLIÉRAS (2008) publicaram um trabalho sobre a remoção de metais com tratamento físico-químico em esgoto combinado no momento de excesso de vazão devido às chuvas. Os autores citam que em algumas regiões, para minimizar a poluição causada pelo excesso de vazão de esgoto combinado que é descarregado direto para os corpos d’água, utilizam-se tanques para remoção de material particulado por sedimentação. Neste caso, a eficiência de remoção de sólidos suspensos, pode alcançar de 60 a 80% com velocidade de sedimentação de 0,03m/min. Contudo, esta eficiência é para remoção de partículas maiores que 50μm e como a presença de metais está associada a partículas dissolvidas e coloidais, em muitos casos a remoção de metais não excede 28 a 40%.

Na Universidade Federal do Rio de Janeiro foram conduzidos experimentos com o objetivo de avaliar o desempenho do processo CEPT (VOLSCHAN et al, 2009). O aparato experimental consistiu em uma caixa de areia aerada, onde ocorriam a mistura rápida do coagulante e, supostamente, a floculação, e um decantador primário de seção quadrada de 1,7m² e uma coluna de sedimentação onde foram aplicadas cargas hidráulicas de 80, 100 e 120m³/m²*dia. Em geral, os resultados apontaram eficiências de remoção de SST e P compreendidas respectivamente entre 60 e 80% e entre 50 e 90%. Utilizaram os seguintes produtos: Panfloc TE, Cloreto férrico e Tanfloc.

3.3. Processos de Lodos Ativados

O processo de lodos ativados foi desenvolvido na Inglaterra em 1914 por Ardern e Lockett e foi assim denominado porque implica na produção de uma massa ativada de microorganismos capaz de estabilizar o esgoto com a utilização de oxigênio (METCALF & EDDY, 1991). Segundo VAN HAANDEL e MARAIS (1999), Ardern e Lockett notaram que a aeração de águas residuárias municipais resultava na remoção de material orgânico, enquanto que, simultaneamente se formavam flocos macroscópicos de microorganismos que podiam ser separados da fase líquida por meio da decantação simples, obtendo assim um lodo biológico. A grande contribuição de Lockett e Ardern foi a constatação de que a adição deste lodo a uma outra batelada de águas residuárias resultava numa aceleração notável do processo de remoção de material orgânico e um crescimento adicional do lodo. A capacidade de acelerar a remoção de material orgânico das águas residuárias fez com que o lodo biológico fosse chamado de “lodo ativado”.

O sistema de lodos ativados é um processo aeróbio de crescimento suspenso, onde os microorganismos responsáveis pela conversão de material orgânico para gases e tecido celular são mantidos em suspensão dentro do líquido. Dentro do reator, a população bacteriana converte a matéria orgânica contida nos esgotos em produtos finais de acordo com as equações (7) e (8). O liquido dentro do reator é denominado licor misto.

$$\underset{\text{matéria orgânica}}{COHNS} + O_2 + \text{nutrientes} \xrightarrow{\text{bactérias}} CO_2 + NH_3 + \underset{\text{novas bactérias}}{C_5H_7NO_2} + \text{produtos finais} \qquad (7)$$

$$C_5H_7NO_2 + 5O_2 \xrightarrow{\text{bactérias}} 5CO_2 + 2\,H_2O + NH_3 + \text{energia} \qquad (8)$$

A configuração básica do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo está representada na Figura 3.4. O esgoto afluente entra no reator e é misturado com o licor misto. O ambiente aeróbio dentro do reator é alcançado pelo uso de mecanismos de aeração. Depois de um tempo específico, a mistura de novas e velhas células (licor misto) é transferida para um decantador, onde as células serão separadas do esgoto tratado. Uma parte das células sedimentadas é reciclada para o reator para manter uma concentração desejada de microorganismos e outra parte é descartada. A porção descartada corresponde ao crescimento de novo tecido celular e material particulado. A quantidade de massa biológica retida no reator depende da eficiência de tratamento desejada e outras considerações relacionadas à cinética de crescimento (METCALF & EDDY, 1991).

Os tipos de reatores mais usados no sistema de lodos ativados são os reatores em mistura completa e o reator pistonado.

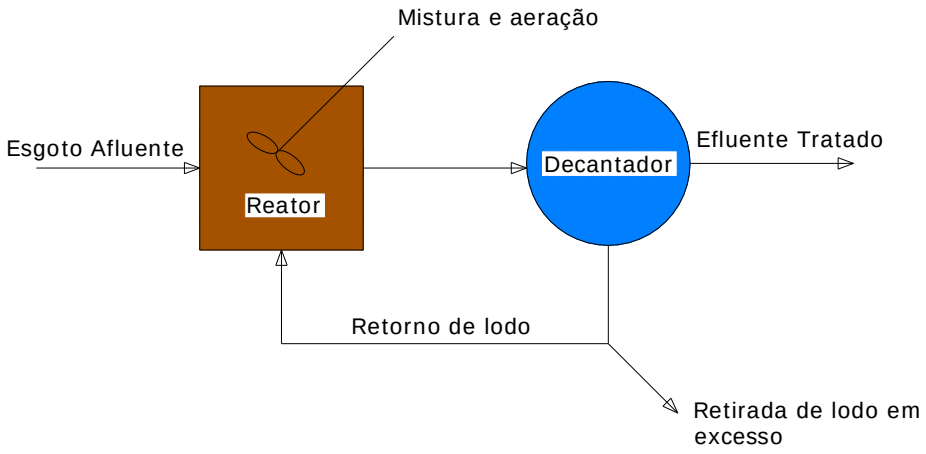


Figura 3.4 - Esquema simplificado do sistema de do lodo ativado com fluxo contínuo

No licor misto, os organismos se concentram e formam uma unidade estrutural ampla denominada floco, que além de estabilizar a matéria orgânica é capaz de se separar do líquido por simples mecanismos físicos de sedimentação, permitindo a clarificação do efluente. O floco apresenta uma estrutura heterogênea que contém material orgânico adsorvido, material inerte, material microbiano, células vivas e mortas. As condições que provocam o crescimento microbiano na forma de floco, ao invés de células livremente suspensas no meio líquido, são ainda desconhecidas. Uma hipótese plausível para a estrutura do floco é de que as bactérias filamentosas exerçam a função de matriz estrutural, na qual as bactérias formadoras de floco se aderem. Acredita-se que esta aderência ocorra por meio de exopolissacarídeos, presentes na forma de cápsula ou camada gelatinosa (VON SPERLING, 1996a). As condições ambientais dentro dos reatores devem ser controladas para a ocorrência de flocos densos. As principais condições desejáveis são:

- Meio neutro em termos de potencial hidrogeniônico (pH), pois fora da faixa neutra o número de grupos de microrganismos que se desenvolvem é menor, dando maior oportunidade para desequilíbrios, podendo ocorrer a predominância de microrganismos

maus formadores de flocos. Baixos valores de pH inibem o crescimento dos organismos nitrificantes e favorecem o crescimento de organismos filamentosos (METCALF & EDDY, 1991).

- A presença dos principais nutrientes, sobretudo compostos de nitrogênio e fósforo, deve ser bem administrada. Para o esgoto doméstico, sabe-se que há nitrogênio e fósforo em excesso, não havendo necessidade de adição artificial de nutrientes. O problema, na verdade, é como melhor removê-los. O efeito da deficiência do meio nos principais nutrientes é também no sentido de proporcionar o predomínio indesejável de certos grupos de microrganismos.
- O oxigênio deve ser adicionado em quantidade suficiente para garantir o processo metabólico de remoção de DBO, garantir a respiração endógena, fornecer uma condição adequada de mistura, e para manter um pequeno saldo de concentração de oxigênio dissolvido (OD) de 1 a 2 mg/L no tanque de aeração, para segurança contra a ocorrência de anaerobiose (METCALF & EDDY, 1991). A baixa oxigenação deve ser evitada, pois favorece a proliferação dos organismos filamentosos causando o intumescimento do lodo (METCALF & EDDY, 1991). A oxigenação é alcançada dentro do reator com o uso de aeração superficial ou difusa.
- A alcalinidade é importante durante a operação do processo de nitrificação. Esgoto com baixa alcalinidade tem a capacidade de tamponamento diminuída e conseqüentemente ocorre a queda do pH no licor misto devido à produção de dióxido de carbono pela respiração bacteriana.
- Evitar presença de substâncias tóxicas ou potencialmente inibidoras que podem ser descarregadas pelos efluentes industriais.

- Controle da temperatura - este parâmetro influencia as atividades metabólicas da população microbiana e afeta as taxas de transferência de gases e as características de sedimentação dos sólidos. Em temperaturas acima de 24ºC ocorre o processo de nitrificação. Influi também no processo de transferência de oxigênio para o meio liquido.

Se os fatores ambientais externos estiverem sob controle, é necessário manter adequadamente condições de funcionamento, tais como: a relação alimento/microrganismos, tempo médio de residência celular e índice volumétrico do lodo.

O tempo médio de residência celular, também conhecido como idade do lodo, é o tempo médio de permanência dos microorganismos no sistema. É definido como a quantidade de lodo (base peso seco) existente no sistema dividida pela quantidade de lodo (base peso seco) removida do sistema por dia. Assim, quanto maior a idade do lodo, menor será a produção de lodo do sistema, para uma dada quantidade de lodo no sistema. Quando se mantêm maiores tempos de residência celular, o excesso de lodo resultante é melhor digerido. Esta característica é uma das principais que difere a variante com aeração prolongada dos processos convencionais.

A relação alimento/microorganismo (A/M), para os tratamentos aeróbios, representa a quantidade de DBO fornecida por dia por unidade de massa de sólidos suspensos voláteis existentes no reator biológico, considerados como representantes dos microrganismos atuando na utilização da matéria orgânica. É expresso em kg DBO/dia.kgSSV no reator biológico. Para a obtenção de um efluente com baixa DBO é necessário que o fornecimento de alimento (matéria orgânica biodegradável) por unidade de tempo, para os microrganismos, seja inferior à capacidade desses microrganismos de consumir o alimento nessa mesma unidade de tempo. Quanto menor a relação A/M, mais significativa é a destruição de sólidos suspensos voláteis (SSV) pela respiração endógena no sistema de tratamento, resultando em menor produção de

lodo. Relações muito baixas de A/M (0,07 a 0,15 kgDBO/dia.kgSSV no tanque de aeração, que caracterizam um sistema de baixa taxa, ou de aeração prolongada), com muita ocorrência da respiração endógena, resulta em um lodo removido do sistema praticamente sem energia de reserva, portanto, quase sem atividade, sendo considerado um lodo estabilizado. Ao contrário, relações A/M mais altas (A/M= 0,25 a 0,7 kgDBO/dia.kg SSV no tanque de aeração, que caracterizam o sistema de taxa convencional), produzem um lodo ainda com boa atividade, requerendo estabilização posterior desse lodo, que na maioria dos casos se dá em digestores anaeróbios (ALEM SOBRINHO, 2004).

Alguns autores afirmam que valores altos das relações A/M altas pode dificultar a sedimentabilidade do lodo facilitando a filamentação, devido à grande presença de carboidratos (TEMPS; PAWLOWSKY, 2000).

TEMPS e PAWLOWSKY (2000) estudaram o tratamento de efluentes de industria de refrigerantes com o processo de lodos ativados em batelada. O efluente estudado mostrou facilidade em filamentar para relações A/M maiores que 0,20 mg DQO / mg SSV * d, provavelmente devido à grande quantidade de carboidratos facilmente degradáveis em sua composição.

O índice volumétrico do lodo (IVL) é um parâmetro indicativo das condições de sedimentabilidade do lodo e representa o volume ocupado por unidade de massa de lodo. É a relação entre a concentração de sólidos sedimentáveis e sólidos em suspensão. O método de análise consiste em colocar uma amostra de lodo de concentração conhecida, em uma proveta de 1000ml, anotar a altura da interface do lodo após 30 minutos e calcular o volume ocupado por cada grama de lodo. VON SPERLING (1996b) classifica o lodo da seguinte forma: valores de

IVL na faixa de 50 a 100 mL/g são bons, valores entre 100 e 200ml/g são médios, valores de 200 a 300 ml/g, ruins, e acima de 300 ml/g são péssimos para uma estação com lodos ativados.

Alguns autores verificaram a relação da sedimentabilidade do lodo com o intumescimento filamentoso. PALM et al (1980 apud SOUSA, 2002, p.17), correlacionaram o comprimento total dos filamentos com o IVL e verificaram que existe uma correlação direta, o IVL aumentou rapidamente acima de 100ml/g para valores do comprimento do filamento acima de 10^7 μm/mL.

No sistema de lodos ativados além de se obter a remoção de material carbonáceo também é possível alcançar a remoção biológica do nitrogênio através dos processos de **nitrificação** e **desnitrificação**. A nitrificação é o processo de oxidação biológica de amônia a nitrato, tendo o oxigênio como oxidante, enquanto que a desnitrificação é o processo de redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, usando material orgânico como redutor. A desnitrificação só se desenvolve em ambiente sem oxigênio dissolvido. Para se ter a nitrificação é necessário aumentar a idade do lodo (diminuir a descarga de lodo de excesso), pois o crescimento das bactérias responsáveis pela oxidação da amônia é lento (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

A remoção de fósforo ocorre parcialmente junto com a remoção do lodo de excesso e se deve ao desenvolvimento de uma massa bacteriana com um teor de fósforo muito mais elevado do que aquela encontrada em lodo de sistemas convencionais. Estas bactérias se desenvolvem em ambiente anaeróbio, sem a presença de oxigênio dissolvido e nitrato (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Assim para alcançar a remoção parcial de fósforo é necessária configuração de reatores aeróbio e anaeróbio para atingir esta condição.

Os sistemas de lodos ativados podem ser classificados de acordo com o fluxo afluente ao reator biológico: contínuo ou intermitente (em bateladas); em função do tempo de permanência do lodo biológico (idade do lodo) no sistema: aeração modificada (inferior a 03 dias),

---

PALM, J. C.; JENKINS, D.; PARKER, D. S. **Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in completely-mixed activated sludge process.** Journal Water Pollution Control Federation, nº 52, 1980. p.2484

convencional (3 a 10 dias) e aeração prolongada (17 a 30 dias); e devido às características qualitativas do afluente ao reator biológico: esgoto bruto, efluente de reator anaeróbio, efluente de decantador primário e efluente de outro sistema de tratamento (SUNDELFELD JUNIOR, 2007). O Quadro 3.2 indica as principais variantes do processo de lodo ativado e suas unidades componentes.

Quadro 3.2 – Variantes do lodo ativado

Variante do lodo ativado	**Unidades componentes**
Sistema convencional de lodos ativados	Tratamento preliminar, Decantador primário, Tanque de aeração, Decantador secundário, Sistema de retorno e descarte de lodo Tratamento da fase sólida (adensadores, digestores e desidratação).
Sistema de lodos ativados com aeração prolongada	Tratamento preliminar Tanques de aeração Decantadores secundários Sistema de retorno e descarte de lodo Adensadores de lodo Sistema de desidratação de lodo
Sistema de lodos ativados com aeração prolongada operando em bateladas	Tratamento preliminar, Tanques de aeração e decantação, Adensadores de lodo, Sistema de desidratação de lodo.

No processo convencional há retenção da biomassa realizada através do reciclo de lodo a partir dos decantadores secundários acoplados aos reatores biológicos. O reciclo é realizado para manter a concentração desejada de microorganismos no reator.

Na variante do processo de lodos ativados conhecida por aeração prolongada, não se emprega decantadores primários e o tratamento biológico é dimensionado de forma a produzir um excesso de lodo mais mineralizado, de forma a se dispensar a necessidade de qualquer tipo de digestão complementar de lodo (PIVELI, 2007).

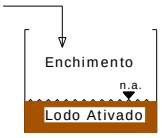
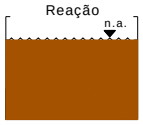
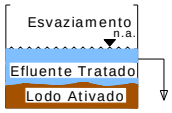
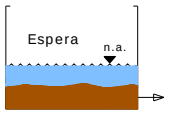
Em situações onde ocorrem grandes flutuações de população e, conseqüentemente, de carga orgânica, a variante com aeração prolongada pode operar sob o regime de bateladas sequenciais. Não se empregam os decantadores secundários, sendo a função de separar o lodo do efluente final atribuída aos tanques de aeração. Estes são alimentados na forma de rodízio e a operação de sedimentação poderá ocorrer em tanques que não estejam sendo alimentados por esgotos em períodos pré-estabelecidos de forma sincronizada (PIVELI, 2007).

3.4. Lodo Ativado Operado em Bateladas Sequenciais

O sistema de tratamento de lodos ativados operado em bateladas sequenciais é um processo no qual os reatores enchem e esvaziam e assim como no sistema convencional, os reatores operados em bateladas sequenciais (SBR) são capazes de tratar esgotos doméstico e industrial. Os processos unitários envolvidos no sistema SBR e no sistema convencional são idênticos. Aeração e sedimentação são realizadas em ambos sistemas. Contudo, há uma diferença importante, no sistema convencional, os processos são realizados simultaneamente em tanques separados, ao passo que no SBR a operação dos processos é realizada seqüencialmente no mesmo tanque. No SBR não há unidades dedicadas a processo individual, como tanque de equalização, compartimento de aeração e decantadores (EPA, 1986).

O sistema de reator em bateladas seqüenciais pode ser composto de um ou mais tanques. No tratamento biológico de esgotos, cada tanque tem cinco modos ou períodos de operação

denominados de acordo com sua função primária. A seqüência dos períodos é enchimento, reação, sedimentação, retirada do efluente tratado e espera conforme indicado na Figura 3.5.

Fase do Ciclo	Porcentagem do Volume do Tanque	Porcentagem do Tempo do Ciclo	Operação
 Adicionando Substrato	25 a 100%	25%	Aeração ligada ou desligada
 Tempo de reação	100%	35%	Aeração ligada. Nesta fase pode ocorrer o descarte de lodo
Clarificação	100%	20%	Aeração desligada
 Remoção do Efluente	100 a 35%	15%	Aeração desligada
 Remoção de Lodo	35 a 25%	5%	Aeração ligada ou desligada

n. a. - nível d'água

Figura 3.5 - Sequência operacional típica do reator em batelada sequencial
Fonte: Metcalf & Eddy, 1991

O **enchimento**, segundo a EPA (1986), é a fase onde se adiciona substrato (esgoto bruto ou efluente primário) ao reator. A adição do substrato pode ser controlada por um interruptor limitado a um volume fixo ou por um “timer” controlado em função de um tempo fixo. Se controlado pelo volume, o processo de enchimento permite que o nível do líquido no reator

eleve-se de 25% da capacidade do reator (final da espera) para 100%. Se controlado pelo tempo, o processo de enchimento normalmente leva aproximadamente 25% do tempo do ciclo. Estas porcentagens são proporções representativas. Assim como cada um dos cinco processos, os limites de tempo e volume do processo de enchimento são determinados pelas condições operacionais e pela vazão afluente. Na verdade, o volume inicial (o volume de lodo ativado que permaneceu no reator ao final da fase de espera) é determinado em função de inúmeros fatores, incluindo a carga desejada e tempo de retenção do lodo (idade do lodo). Durante o enchimento, a estratégia de operação freqüentemente requer alternância nas condições da concentração de oxigênio dissolvido, para alta e baixa. Períodos de aeração e ou mistura durante o enchimento são necessárias ao desenvolvimento de organismos com boa capacidade de sedimentação e remoção biológica de nutrientes (nitrogênio – N e fósforo – P).

A **reação** busca completar as reações que se iniciaram durante o processo de enchimento. Também, em função das necessidades operacionais, o período de reação requer alternância nas concentrações de oxigênio dissolvido em altas e baixas. A extensão da fase de reação pode ser controlada por limite fixo de tempo. Tipicamente a reação requer 35% do tempo total do ciclo, mas dependendo da demanda o tempo necessário pode desviar deste valor médio.

O objetivo da **sedimentação** é permitir a separação os sólidos, gerando um sobrenadante clarificado para ser descarregado como efluente. No SBR, este processo é normalmente muito mais eficiente que no sistema contínuo, porque o licor misto permanece de modo estacionário durante a sedimentação. O processo de sedimentação é controlado pelo tempo e é usualmente fixado entre 1/2 e 1 hora para que o manto de lodo fique abaixo mecanismo de remoção de efluente, e não suba (devido à formação de gás) antes que o esvaziamento seja completo (EPA, 1986).

O **esvaziamento** é a fase que ocorre a remoção do efluente tratado e clarificado do reator. A taxa de remoção de efluente pode ser controlada por válvulas automáticas no sistema de gravidade ou por bombeamento. O tempo dedicado ao esvaziamento pode alcançar de 5 a 30% do tempo total do ciclo (15 minutos a 2 horas), sendo 45 minutos o período típico (EPA, 1986) .

A **espera** é o tempo entre o término da descarga do efluente tratado e antes do início do reenchimento. Não é uma fase necessária e pode ser eliminada . Também, dependendo dos objetivos do tratamento, aeração, mistura ou remoção de lodo pode ocorrer durante este período. A duração deste período é determinada pela vazão de entrada de esgoto no sistema.

A remoção de lodo é outro importante passo na operação do SBR que muito afeta seu desempenho, e não está inclusa como um dos cinco passos do processo porque não há uma periodicidade dentro do ciclo dedicado à remoção do lodo. A quantidade e freqüência da remoção de lodo são determinadas pela necessidade do sistema. Na operação do SBR, a remoção de lodo ocorre usualmente durante a reação ou no período de espera. Isto pode oscilar de bimestral num sistema de tanque único de baixa produção a uma vez a cada ciclo num sistema de múltiplos tanques de alta produção (IRVINE, 1979).

Uma característica do sistema SBR é que não há necessidade do sistema de retorno de lodo ativado. O volume de lodo e conseqüentemente a idade do lodo num reator SBR são controlados apenas pelo descarte de lodo (EPA, 1986). O descarte de sólidos pode ser realizado durante ou depois do período de reação.

As fases de enchimento e reação podem ter várias subfases baseadas na entrada de energia no sistema, alcançadas por meio das estratégias operacionais de aeração e mistura (WILDERER et al , 2001). As subfases estão descritas no Quadro 3.3.

Quadro 3.3 - Subfases do lodo ativado em bateladas

Subfase	Descrição
Enchimento estático	Não há aeração e mistura, ocorre somente o acúmulo de substrato
Enchimento com mistura sem aeração	Ocorre mistura sem aeração forçada, a atividade aeróbia é mínima, concede reações anóxicas e anaeróbias
Enchimento com aeração	Mistura com aeração forçada, permite reações aeróbias, freqüentemente permite reações simultaneamente aeróbias e anóxicas
Reação com mistura	Mistura sem aeração forçada, mínima atividade aeróbia, permite reações anóxicas e possibilita reações anaeróbias
Reação com aeração	Mistura com aeração forçada, permite reações aeróbias

Fonte: WILDERED et al (2001)

No sistema de múltiplos tanques, os reatores enchem em seqüência e um critério necessário para operação deste sistema é que um reator deve esvaziar (retirar o efluente tratado) completamente antes de nova etapa de enchimento. O sistema de tanque único é aplicável para situações de vazão não contínua, como aquelas que ocorrem em industrias alimentícias ou em pequenas cidades rurais, onde o controle do horário (timer) pode ser usado para controlar válvulas e motores (IRVINE, 1979).

3.5. Aspectos Legais

O lançamento de efluentes provenientes de ETE's que utilizam processos de lodos ativados em bateladas ou processos físico-químicos deve obedecer às condições e padrões de emissão estipulados no Decreto 8468 de 1976 e na Resolução CONAMA 357.

A Tabela 3.3 mostra os limites dos principais parâmetros que os efluentes devem atender ao serem lançados em corpos d'água.

Tabela 3.3 – Padrões de lançamento de efluentes no corpo receptor

Parâmetro	Art. 18 - Decreto 8468	Resolução Conama 357
pH	5 a 9	5 a 9
DBO	60mg/L ou 80% de remoção	-
Sólidos sedimentáveis	1ml/L	1ml/L
Óleos e graxas	100mg/L	óleos minerais: 20mg/L e óleos vegetais:50mg/L
Nitrogênio Amoniacal	-	20mg/L N

Estas legislações também prevêem controle da poluição nos corpos d'água, em função da respectiva classe de enquadramento, limitando as alterações de parâmetros à jusante do ponto de lançamento do efluente, no curso d'água. A Tabela 3.4 apresenta alguns padrões de qualidade dos rios classe 2.

Tabela 3.4. – Padrões de qualidade de corpo d'água

Parâmetro	Decreto 8468	Resolução Conama 357
pH	6 a 9	6 a 9
DBO	< 5mg/L	< 5mg/L
Oxigênio dissolvido	> 5mg/L	> 5mg/L
Coliformes termotolerantes	<1000/100ml	<1000/100ml

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Descrição da ETE Martim de Sá

A ETE Martim de Sá, operada pela SABESP, foi selecionada para realização desta pesquisa, porque nela ocorre excesso de vazão afluente em períodos de chuvas, ocasionado pela alta contribuição das águas de infiltração.

A estação está localizada no Município de Caraguatatuba e atualmente atende aos bairros Martim de Sá (parcialmente), Olaria, Querosene, Prainha e parte do Sumaré. Está em operação desde o ano 2000. Para o futuro, está previsto atendimento aos bairros do Cantagalo, Cidade Jardim, Terralão e restante da Martim de Sá. O comprimento total da rede de esgoto contribuinte a ETE é de aproximadamente 46km. A concepção do sistema de coleta de esgoto sanitário da cidade é o separador absoluto. A Figura 4.1. mostra a vista aérea da estação, a Figura 4.2 mostra a localização da bacia dentro do Município e a Figura 4.3 apresenta bairros contribuintes a ETE.

Figura 4.1 - Vista aérea da ETE Martim de Sá

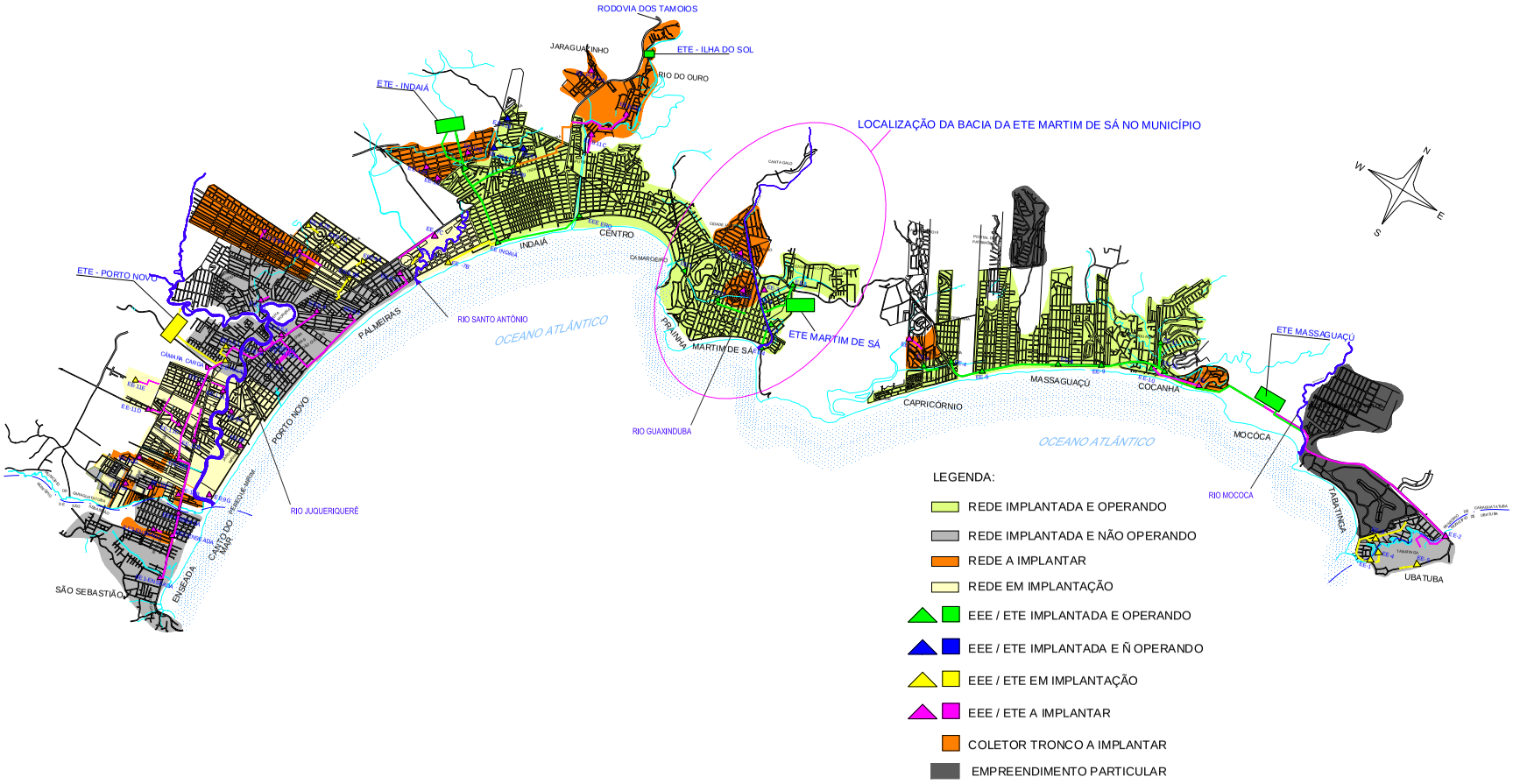


Figura 4.2 - Localização da bacia de esgotamento sanitário da ETE Martim de Sá em Caraguatatuba.
Fonte: SABESP, 2007

Figura 4.3 - Bacia de contribuição da ETE Martim de Sá
Fonte: SABESP, 2007

A estação possui sistema de tratamento biológico aeróbio por lodos ativados em bateladas variante aeração prolongada seguido de desinfecção por cloração. O esgoto bruto é proveniente de duas estações elevatórias, uma localizada no Bairro Martim de Sá (EEE Brejaúva) e outra no Bairro Querosene (EEE Querosene). A tubulação de chegada de esgoto bruto tem 500mm de diâmetro. Ao chegar na estação, o esgoto tem os sólidos grosseiros removidos pela grade fina circular de limpeza mecanizada ou pela grade média inclinada de limpeza manual. A remoção de

areia ocorre num canal de velocidade constante e a medição de vazão é efetuada no medidor tipo Calha Parshall. A Figura 4.4 mostra estas unidades.

a)

b)

c)

Figura 4.4 - Unidades da ETE: a) grades, b) caixa de areia e c) calha parshall

Em seguida o esgoto é encaminhado para quatro reatores biológicos denominados Tanque 01; 02; 03 e 04

Cada reator possui volume útil de 1306m³ e as dimensões principais são: 31,60m de comprimento, 10,60m de largura e altura útil de 3,90m, a altura total é 4,70m. Em cada tanque, a aeração é efetuada por 03 aeradores superficiais conforme Figura 4.5, porém o Tanque 01 possui aerador submerso indicado na Figura 4.6.

Figura 4.5 - Aerador superficial dos Tanques 02, 03 e 04

Figura 4.6 - Aerador submerso do Tanque 01

O nível do licor misto dos tanques é controlado por sensores de nível que fornecem a porcentagem de enchimento do tanque. Quando o nível do licor misto atinge 100%, o processo de enchimento é transferido para outro tanque, os aeradores são desligados e inicia-se a decantação do lodo.

Após a decantação, o efluente clarificado é descartado numa canaleta e encaminhado por gravidade ao tanque de contato para ser clorado, desinfetado e lançado no Rio Guaxinduba enquadrado como classe 2 (ORSINI, 1996), que despeja suas águas na Praia Martim de Sá. De acordo com o PARECER TÉCNICO 056/97/ERTA, a vazão mínima ($Q_{7,10}$) do Rio Guaxinduba no mês de julho é de 176 L/s e em janeiro e fevereiro é 318L/s. O descarte de efluente clarificado é controlado por mangotes e efetuado até o nível do tanque atingir aproximadamente 65%. Cada tanque possui três tubulações para saída do efluente, sendo que cada tubulação tem dois mangotes, que resulta num total de seis mangotes por tanque, proporcionando capacidade de descarte de 118,3L/s (ORSINI, 1996). No momento desta pesquisa estavam em operação 04 mangotes. A saída do efluente da canaleta é efetuada por uma tubulação de 300mm.

O lodo é retirado do tanque de aeração, após o descarte do efluente clarificado, sem recebimento de esgoto bruto, por meio de vasos comunicantes, para um poço de recebimento de excesso de lodo para ser bombeado para os adensadores gravitacionais. A retirada de lodo dos tanques de aeração ocorre com os aeradores ligados.

O lodo, após adensamento, é transferido para um poço de lodo adensado para ser homogeneizado com um misturador antes de ser desaguado na centrífuga. No momento em que o lodo é transferido para a centrífuga, ele é condicionado com polímero catiônico. A centrífuga produz uma torta que é transportada em caçambas para um aterro sanitário. A Figura 4.7 representa o esquema da estação.

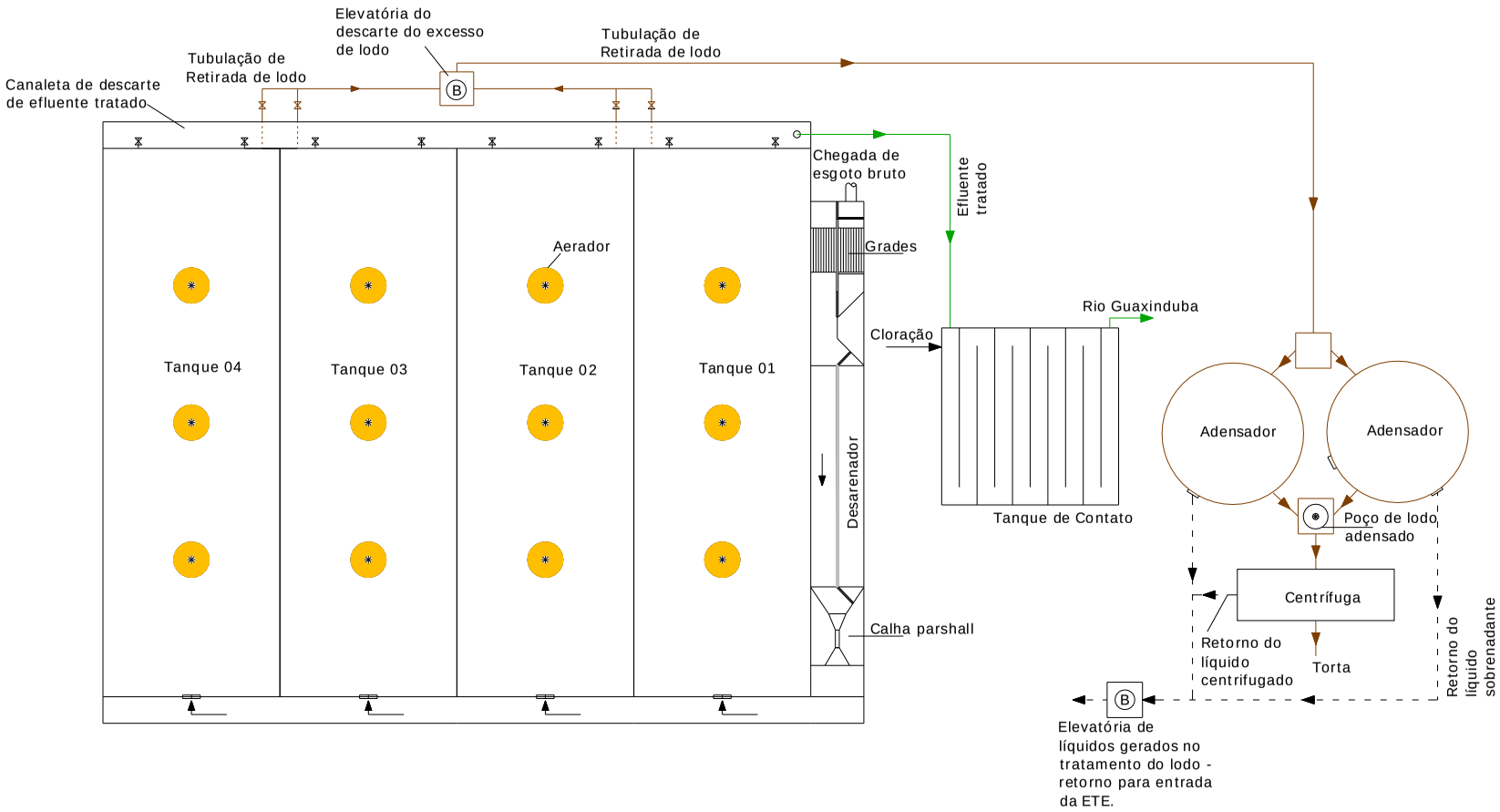


Figura 4.7. Esquemático das unidades da ETE Martim de Sá

A Tabela 4.1 apresenta as características do afluente previstas no dimensionamento da estação. O sistema foi projetado para atender à população de pico de verão (ORSINI, 1996).

Tabela 4.1 - Dados do afluente previstos no dimensionamento da ETE

Parâmetro	**Unidade**	**Ano 1996**		**Ano 2010**		**Ano 2020**	
		População fixa	**Pico Verão**	**População fixa**	**Pico Verão**	**População fixa**	**Pico Verão**
Vazão média	m³/dia	2861	-	4056	-	5255	-
Vazão média	L/s	33,12	-	46,95	-	60,82	-
Vazão dia maior contribuição	m³/dia	3186	7089	4512	10562	5843	14196
Vazão dia maior contribuição	L/s	36,87	82,05	52,23	122,24	67,63	164,31
Vazão máxima	L/s	230	230	230	230	230	230
Carga de DBO	Kg/dia	412	1554	579	2348	746	3189
Concentração de DBO	mg/L	144	219	143	222	142	225
Carga DQO	Kg/dia	781	2950	1098	4458	1417	6055
Concentração DQO	mg/L	273	416	271	422	270	427
Carga SS	Kg/dia	484	1829	681	2764	879	3754
Concentração SS	mg/L	169	258	168	262	167	264
Carga SSV	Kg/dia	385	1454	541	2198	699	2985
Concentração SSV	mg/L	135	205	133	208	133	210
Carga N-NKT	Kg/dia	61	233	87	353	112	479
Concentração N-NKT	mg/L	21	33	21	33	21	34

Fonte: Queiroz Orsini, 1996

A ETE Martim de Sá está localizada numa cidade litorânea e com potencial turístico, por esta razão, na época de temporada de férias e verão, ocorre o aumento da população, e consequentemente, o aumento de vazão e de carga afluente à estação. Para o dimensionamento da estação foram considerados 05 (cinco) ciclos diários para a situação crítica de verão (ORSINI, 1996):

- 03 (três) ciclos de 04 horas de duração para atender às 12 horas de maior vazão, considerando para o dimensionamento dos tanques 60% do volume diário de esgoto afluente e,
- 02 ciclos de 06 horas de duração para atender às 12 horas de menor vazão, considerando para o dimensionamento 40% do volume diário de esgoto afluente.

A Figura 4.8 apresenta o fluxograma de projeto dos ciclos de operação e etapas que compõem o ciclo. Neste fluxograma foram considerados apenas 04 tanques, e para sua montagem foi necessário diminuir o tempo de reação sem alimentação para alguns dos tanques no ciclo de 06 horas.

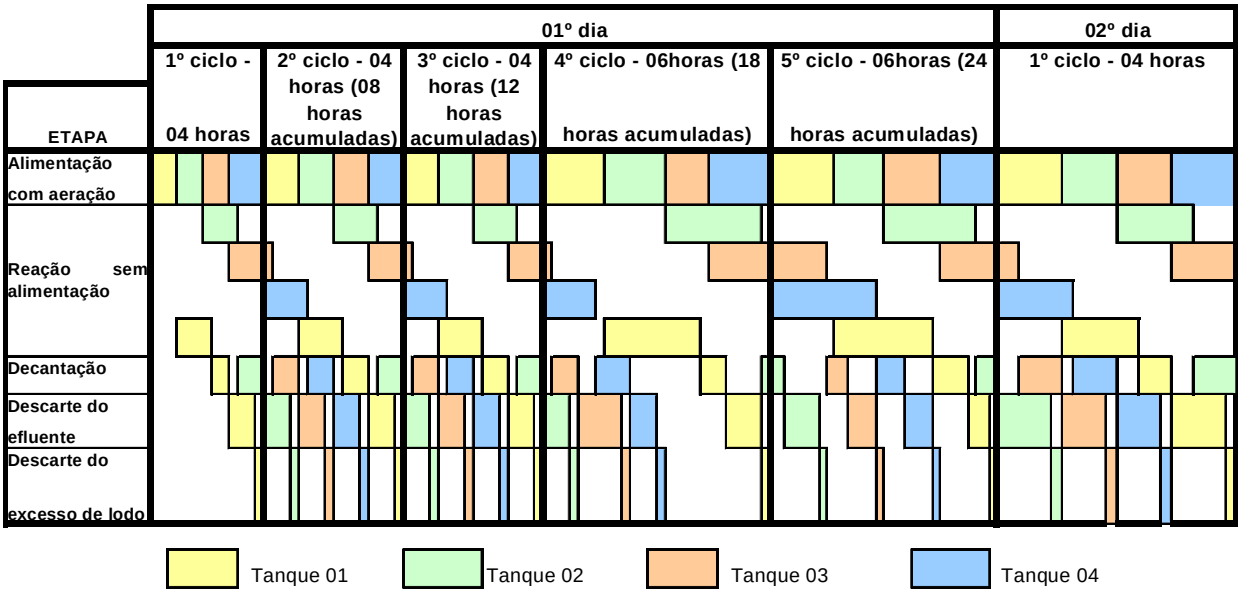


Figura 4.8 – Fluxograma dos ciclos de operação de projeto dos 04 tanques

A Tabela 4.2 apresenta a duração de projeto de cada etapa do ciclo de operação para oito tanques. Os dados da Tabela 4.2 e a montagem do fluxograma são informações de projeto, o ciclo real utilizado pela estação está indicado no Item 5.6.1.

Tabela 4.2 – Caracterização dos ciclos com 08 tanques

Etapa do ciclo	**Duração (min)**	
	Ciclo de 04 horas	**Ciclo de 06 horas**
Alimentação com aeração	60	90
Reação sem alimentação	80	170
Decantação	40	40
Descarte do efluente	50	50
Descarte do excesso de lodo	10	10
Tempo total de ciclo	240	360

Fonte: ORSINI (1996)

Segundo o projeto da estação (ORSINI, 1996), para o cálculo do volume de alimentação em um ciclo de 04 horas no período crítico de maior vazão foi considerado 60% do volume diário durante o período de 12 horas. Pelo fato de neste período ocorrer 03 ciclos conforme fluxograma da Figura 4.8, o volume de cada ciclo é 1/3 dos 60% do volume diário, ou seja, 20% de 14.196m³, que é igual a 2839m³. Dividindo este volume em 04 horas, temos vazão afluente média de 197 L/s. Este cálculo foi efetuado para o final de plano e considerando 08 tanques em operação. Como a capacidade disponível de projeto para armazenamento de esgoto em cada tanque é de 355m³ e a duração do enchimento de 01 hora, a vazão de afluente em cada tanque é 98,61 L/s, ou seja, para receber a vazão de 197 L/s, dois tanques devem trabalhar simultaneamente em paralelo. Logo, para a situação atual que é a existência de 04 tanques, a vazão máxima que a estação pode receber e atender ao ciclo proposto em projeto é de 98,61 L/s.

Para o ciclo de 06 horas foi considerado 40% do volume diário para o período de 12horas, ou seja, para ocorrência de 02 ciclos (Figura 4.8). Então o volume afluente neste período é 40% de 14.196m³ dividido em 02 ciclos que resultam em 2839m³ por ciclo, e dividido em 06 horas, a vazão resultante é 131 L/s. Da mesma forma, considerando o volume de cada reator de 355m³ destinado à alimentação e 1,5 hora para encher, a vazão admissível é de 65,74 L/s, ou seja, para atender a vazão de 131L/s é necessária a operação de dois tanques. Para a condição atual de existir apenas 04 tanques, a vazão afluente máxima admissível de projeto é 65,74L/s. Fazendo a média aritmética das duas vazões (197 e 131 L/s), chega-se ao valor da vazão de projeto que é de 164,31 L/s.

Nesta pesquisa, a medição da vazão afluente real foi realizada em duas condições de funcionamento da estação: uma na condição normal de operação, e outra com a ocorrência de sobrecarga hidráulica. Na condição normal de operação, ou seja, sem sobrecarga hidráulica, a medição de vazão foi realizada pelo apontamento do tempo de enchimento de cada tanque, e marcação do nível de licor misto no início e final do enchimento. Cada tanque possui um sensor que indica a porcentagem de enchimento em função do nível de líquido, que foi relacionada ao volume de enchimento do tanque. Com os dados de variação do volume em função do tempo, foi calculada a vazão média diária. A planilha utilizada encontra-se no ANEXO A.

A medição de vazão nos dias com sobrecarga hidráulica, ocasionada pelo excesso de infiltração de água de chuva, ocorreu diretamente na calha parshall, com a anotação da altura da lâmina de líquido e associada à vazão de acordo com a CETESB (1977).

A caracterização do esgoto afluente em períodos de excesso de vazão foi efetuada pela coleta e análise de amostras de esgoto na chegada da estação. Os parâmetros analisados foram DQO, turbidez e cor aparente.

O controle operacional e a verificação do desempenho da estação foram efetuados por meio de análises no esgoto bruto, efluente tratado, licor misto dos tanques de aeração e lodo descartado dos tanques. Foram extraídos do banco de dados da SABESP, os resultados das análises de DQO e DBO do esgoto bruto e efluente tratado após cloração. Também foram realizadas coletas de esgoto bruto na condição normal de operação, sem excesso de vazão ocasionado pelas chuvas, em campanhas com duração de 24 horas, com coletas de amostras a cada hora, para avaliar a variação da carga afluente durante o dia.

Em cada tanque de aeração foram determinadas as concentrações de sólidos suspensos no licor misto. As amostras de licor misto foram coletadas com os tanques cheios no final da etapa de enchimento, com o nível do licor misto a 100% e aeração ligada. A sedimentabilidade do licor misto foi verificada com o ensaio da sedimentabilidade em proveta de 1000mL e cálculo do índice volumétrico do lodo (IVL). A medição da concentração do oxigênio dissolvido dentro dos tanques de aeração foi efetuada com o nível do licor misto a 100%, ou seja, com o tanque cheio.

As informações monitoradas para se obter a idade do lodo utilizada pela estação foram vazão de lodo descarregada por dia, concentração de sólidos suspensos no lodo descarregado e no licor misto do tanque de aeração. A vazão de lodo descarregada foi obtida por meio das anotações do nível de lodo no tanque, no inicio e fim do descarte. Ao final de cada mês, toda vazão de lodo descartada foi somada e dividida pelo número de dias do mês, para assim obter a vazão de lodo descartada por dia. A planilha utilizada neste monitoramento encontra-se no ANEXO B. O descarte do lodo era realizado com o nível do líquido do tanque baixo, ou seja, após o descarte do efluente clarificado e com os aeradores ligados. As amostras de lodo foram coletadas numa caixa localizada antes dos adensadores utilizada para direcionar o fluxo de lodo para os adensadores.

As fases do tratamento biológico utilizadas pela estação, bem como as condições das instalações físicas, foram acompanhadas, e em função do comportamento observado, foi realizada uma análise para avaliar se é possível o tratamento de toda vazão excedente por meio do sistema de lodos ativados em bateladas.

A avaliação do processo físico-químico para o tratamento da vazão excedente, foi realizada conforme programação do Item 4.2. Em função dos resultados obtidos, foi analisada a transformação de um reator biológico em um tanque para efetuar o tratamento físico-químico.

4.2. Programação dos Ensaios

O estudo do processo físico-químico para o tratamento do esgoto foi efetuado por meio de ensaios em escala de laboratório e em escala piloto nas instalações da ETE Martim de Sá. Na escala de laboratório foi utilizado o equipamento Jarteste e na escala piloto, uma ETE piloto conforme descrições apresentadas no Item 4.3.

As condições fixas dos ensaios de bancada estão descritas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Condições fixas dos ensaios de bancada

Processo	Gradiente de velocidade	Tempo
Mistura rápida (coagulação)	$300s^{-1}$	30 s
Floculação	$30s^{-1}$	10 min
Decantação	-	30 min

As variáveis dos ensaios de bancada foram:

- Produto químico: sulfato de alumínio PA, cloreto férrico PA, hidróxido de sódio (produto comercial) e polímero catiônico PRAESTOL K144L da marca ASHLAND (produto comercial) aplicado com os sais citados.

- Tipo de amostra: Esgoto bruto com as seguintes faixas de DBO: 50 e 100 mg/L.
- Variação das dosagens conforme a Tabela 4.4.

Os ensaios de bancada com hidróxido de sódio foram efetuados apenas com o esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 100mg/L. Aplicou-se hidróxido de sódio juntamente com o cloreto férrico para se elevar o pH de coagulação para a faixa de 8. Para os ensaios com sulfato de alumínio optou-se em obter a acidificação do pH apenas pelo efeito do próprio sulfato de alumínio. A programação dos ensaios de bancada realizou-se conforme a Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Programação dos ensaios em escala de bancada

Nº ensaio	Tipo de afluente	Coagulante	Dosagem (mg/L de coagulante)
1	Esgoto bruto DBO 50mg/L	Sulfato de alumínio	20 – 30 – 40 – 50 – 60 - 70
2	Esgoto bruto DBO 50mg/L	Cloreto Férrico	20 – 30 – 40 – 50 – 60 - 70
3	Esgoto bruto DBO 50mg/L	Sulf. alumínio+ polímero	(40) (40+0,5) (40+1) (40+1,5) (40+2) (40+2,5)
4	Esgoto bruto DBO 50mg/L	Sulf. alumínio+ polímero	(20+1) (30+1) (40+1) (50+1) (60+1) (70+1)
5	Esgoto bruto DBO 50mg/L	Cloreto férrico+polímero	(40) (40+0,5) (40+1) (40+1,5) (40+2) (40+2,5)
6	Esgoto bruto DBO 50mg/L	Cloreto férrico+polímero	(20+0,5) (30+0,5) (40+0,5) (50+0,5) (60+0,5) (70+0,5)
7	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Sulfato de alumínio	20 – 30 – 40 – 50 – 60 - 70
8	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Cloreto Férrico	20 – 30 – 40 – 50 – 60 - 70
9	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Sulf. alumínio+ polímero	(50) (50+0,5) (50+1) (50+1,5) (50+2) (50+2,5)
10	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Sulf. alumínio+ polímero	(20+0,5) (30+0,5) (40+0,5) (50+0,5) (60+0,5) (70+0,5)
11	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Cloreto férrico+polímero	(40) (40+0,5) (40+1) (40+1,5) (40+2) (40+2,5)
12	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Cloreto férrico+polímero	(20+0,5) (30+0,5) (40+0,5) (50+0,5) (60+0,5) (70+0,5)
13	Esgoto bruto DBO 100mg/L	Cloreto férrico+Hidróxido de sódio	(60) (60+40) (60+55) (60+61) (60+80) (60+110)

Após realização dos ensaios em escala de bancada, algumas dosagens foram selecionadas para serem testadas na escala piloto e repetidas 04 vezes para obtenção de índices estatísticos. Os parâmetros fixos dos ensaios realizados na ETE piloto estão indicados na Tabela 4.5 e as dosagens selecionadas estão indicadas no Item 5.3. Os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio utilizados nos ensaios ETE Piloto foram produtos comerciais. O polímero catiônico utilizado foi PRAESTOL K144L da marca ASHLAND (produto comercial). Para estes ensaios manteve-se a utilização de dois tipos de amostras de esgoto bruto de acordo com a faixa de DBO: 50 e 100mg/L.

Tabela 4.5 – Condições fixas para os ensaios em escala piloto

Processo	Vazão (L/h)	Tempo	Rotação do misturador
Mistura rápida	210	1min 51s	560 rpm
Floculação	210	22 min	60 - 45 - 25 rpm
Decantação	210	15 min	

A verificação da faixa de trabalho das amostras de esgoto bruto coletadas, em ambos ensaios, foi efetuada com a medição de DQO antes do inicio do ensaio. Considerou-se que o valor da DQO era o dobro do valor da DBO. As amostras de esgoto que apresentaram valor de DQO acima do esperado foram diluídas com água potável para se enquadrar à faixa de trabalho desejada, já as amostras com valor de DQO abaixo da faixa esperada foram descartadas.

4.3. Descrição do Aparelho Jarteste e da ETE Piloto

Os ensaios no aparelho Jarteste, indicado na Figura 4.9, foram realizados no Laboratório de Controle Sanitário do Litoral Norte – SABESP. O equipamento possui 06 jarros em acrílico

com volume de 2L em cada jarro. O sistema de mistura e agitação é composto por pá e haste. O equipamento utilizado é da marca Nova Ética.

Figura 4.9 - Equipamento jarteste

A instalação piloto foi montada na ETE Martim de Sá – SABESP, e operada com vazão de 210L/h. Os cálculos das condições operacionais utilizadas na ETE piloto estão descritos no ANEXO C. O sistema é composto por um tanque de 1000L, bomba de recalque de esgoto, sistema de regulagem de vazão, 01 tanque de mistura rápida, floculador dividido em três câmaras sendo que cada um possui uma haste e pá, decantador laminar e duas bombas dosadoras para dosagem de coagulante e polímero. As unidades de mistura rápida, floculação e decantação foram construídas em acrílico.

O tanque de 1000L foi utilizado para armazenar o esgoto coletado da tubulação de chegada de esgoto bruto da ETE Martim de Sá, indicados nas Figuras 4.10 e 4.11. Da base deste tanque sai uma tubulação ligada à bomba de recalque que bombeia o afluente para o sistema de regulagem de vazão, conforme Figuras 4.12 e 4.13. O regulador de vazão é composto por uma caixa metálica dividida em três partes, a 1ª parte está ligada à tubulação de recalque da bomba, ou

seja, à chegada de esgoto. Na sequência, o esgoto vai para o 2º compartimento que contém uma tubulação de retorno do excesso de esgoto bruto ligada a uma válvula “rosca” que serve para regular a vazão. A vazão regulada de esgoto vai para o 3º compartimento onde será encaminhada para o tanque de mistura rápida e o excesso de esgoto retorna ao tanque de 1000L.

Ponto de coleta de esgoto bruto

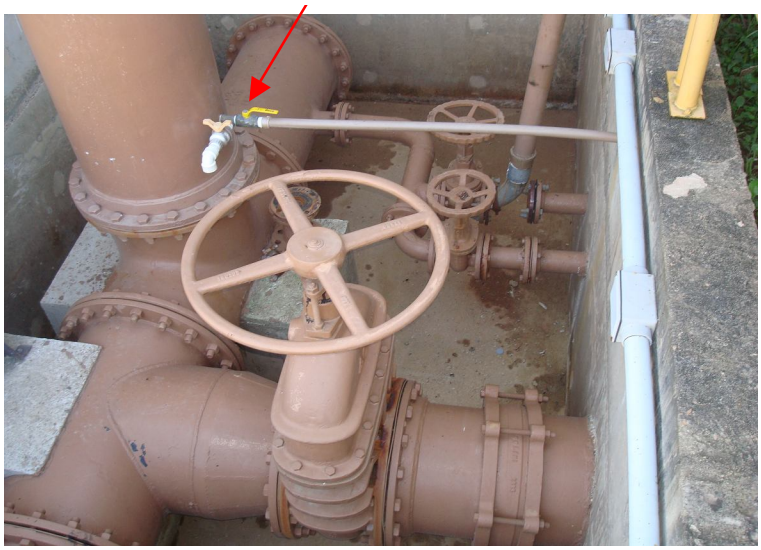


Figura 4.10 - Ponto de coleta de esgoto bruto

Figura 4.11. Tanque de armazenamento de esgoto bruto

Figura 4.12 – Vista interna do regulador de vazão

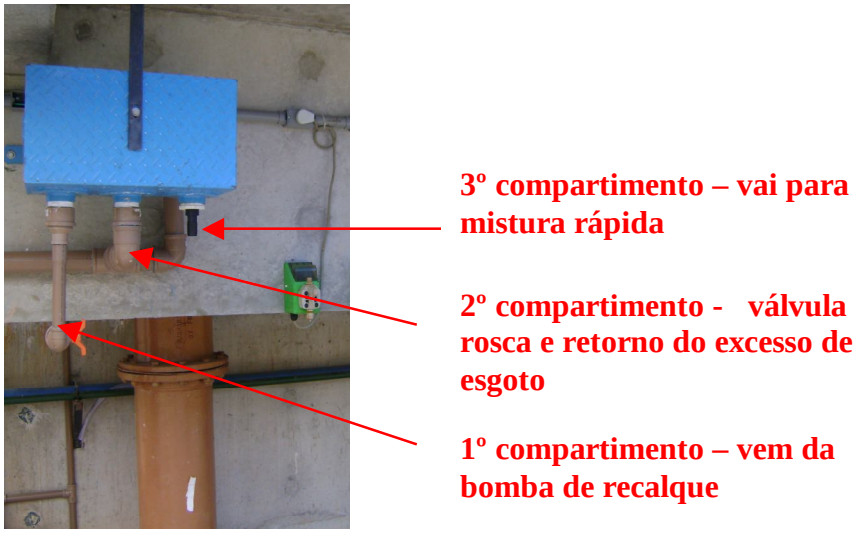


Figura 4.13 – Vista externa do regulador de vazão

O tanque de mistura rápida é utilizado para efetuar a mistura do afluente com o produto químico dosado para ocorrer o processo de coagulação. A agitação é efetuada por um agitador

composto por uma haste e pá acoplada a um motor. As dimensões do tanque de mistura rápida são: 18 x 18 x 25cm e o volume útil é 6,50L. Para a vazão de 210L/h, o tempo de mistura rápida é 1min e 51 segundos.

O líquido coagulado segue para os três floculadores que estão posicionados em série. A dimensão de cada floculador é 25 x 24 x 45cm, o volume útil de cada floculador é 24L. Antes do 1º floculador existe uma pequena câmara para a chegada de esgoto coagulado, e depois do último floculador há dois compartimentos para efetuar a transição do esgoto floculado para o decantador. O tempo de floculação, considerando apenas os floculadores sem as câmaras de transferência e para a vazão de 210L/h, é de 20,5min. A aplicação de polímero foi efetuada no primeiro floculador. Após floculado, o esgoto entra no decantador laminar de fluxo contracorrente para retenção dos sólidos. A Figura 4.14 mostra o tanque de mistura rápida e os floculadores.

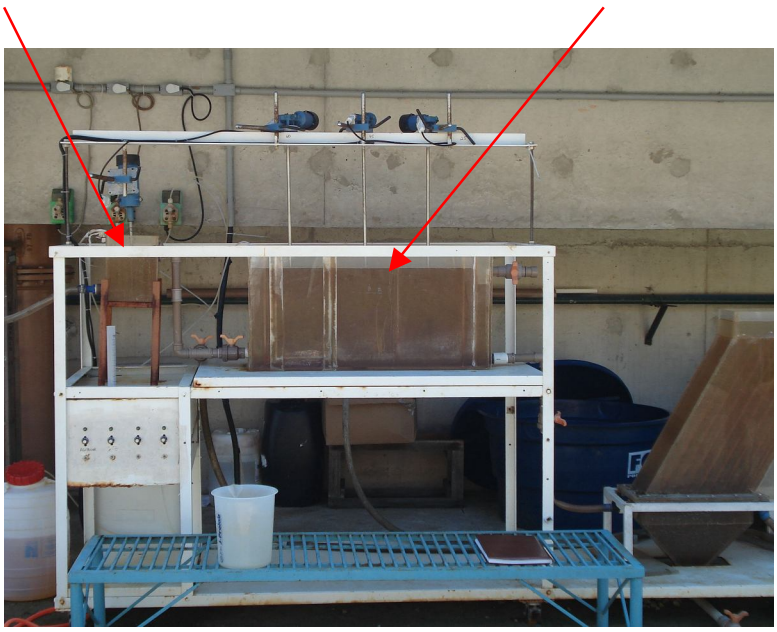


Figura 4.14. Tanque de mistura rápida e floculadores da ETE Piloto

O decantador laminar, indicado na Figura 4.15, é composto por 08 placas e formam com a horizontal um ângulo de 60º. A distância entre as placas é 3,50cm e o comprimento de cada placa é 90cm. As dimensões em planta do decantador são 16 x 41 cm e a altura é 62cm. No fundo do decantador existe um poço para armazenamento do lodo decantado. A taxa de aplicação hidráulica utilizada nos ensaios foi 76,82 m^3/m^2/dia. Após o enchimento completo da unidade piloto, foram aguardadas duas horas para se efetuar a coleta de efluente tratado utilizado nas análises físico-químicas.

Figura 4.15 – Decantador laminar

4.4. Análises físico-químicas das amostras

As análises de todas amostras coletadas foram realizadas no Laboratório de Controle Sanitário da SABESP no Litoral Norte. No monitoramento da ETE foram efetuadas as análises indicadas na Tabela 4.6. As análises efetuadas nos ensaios de bancada (Jarteste) estão indicadas na Tabela 4.7, e as análises realizadas nas amostras dos ensaios da ETE Piloto estão na Tabela 4.8.

Tabela 4.6 – Análises efetuadas no monitoramento da ETE

Parâmetro	Esgoto bruto	Efluente final	Licor misto	Lodo descartado
DQO	X	X		
DBO	X	X		
SST			X	X
SSV			X	X
SSF			X	X
Sólidos sedimentáveis			X	
Oxigênio dissolvido			X	

Tabela 4.7 – Análises efetuadas nas amostras dos ensaios de bancada

Parâmetro	Esgoto bruto	Efluente tratado	Esgoto coagulado
pH	X		X
Alcalinidade	X	X	
Condutividade	X	X	
DQO	X	X	
DQO filtrada	X	X	
DBO	X	X	
Cor aparente	X	X	
Turbidez	X	X	
Fósforo total	X	X	
Ferro total	X	X	
Alumínio	X	X	

Tabela 4.8 – Análises efetuadas nas amostras dos ensaios da escala piloto

Parâmetro	Esgoto bruto	Efluente tratado	Esgoto coagulado	Lodo piloto
DQO	X	X		
DQO filtrada	X	X		
DBO	X	X		
DBO filtrada	X	X		
Cor aparente	X	X		
Turbidez	X	X		
SST	X	X		X
SSV	X	X		X
SSF	X	X		X
Fósforo total	X	X		
pH	X	X	X	
Alcalinidade	X	X		
Condutividade	X	X		
Ferro total	X	X		
Alumínio		X		
Sólidos sedimentáveis				X

A análise de ferro total foi efetuada no esgoto bruto e nos efluentes tratados com cloreto férrico. A análise do parâmetro alumínio foi realizada apenas nos efluentes oriundos do tratamento com o emprego do sulfato de alumínio. A análise de sólidos sedimentáveis foi efetuada na proveta da 1000mL.

4.5. Metodologia

As metodologias das análises e aparelhos utilizados estão descritos no Quadro 4.1.

Quadro 4.1. Metodologia utilizada para análise das amostras

Parâmetro	Método	Aparelho
pH	Potenciométrico	pH Meter 420A da marca Orion
Alcalinidade	Titulométrico - ácido sulfúrico a 0,02N	pH Meter 420A da marca Orion e bureta
Turbidez	Nefelométrico	2100P Turbidimeter da marca Hach
Cor Aparente	Espectrofotométrico (Platino-Cobalto)	AP 2000 da marca Policontrol
Condutividade	Condutivímetro	modelo 145 da marca Orion
$DBO_{5,20}$ e $DBO_{5,20}$ filtrada	Respirométrico	Agitador magnético SPEEDLAB; conjunto WTW Oxitop; leitor Oxitop
DQO e DQO filtrada	Colorimétrico Refluxo fechado	Reator DRB 200 e leitor DR890 Colorimeter, ambos da marca Hach
Fósforo total	Método 8190 - Phosver com digestão de ácido persulfato	DR890 Colorimeter da marca Hach
Alumínio residual	Método 8012	DR890 Colorimeter da marca Hach
Ferro total	Método 8008 - Ferrover Method powerd pillows	DR890 Colorimeter da marca Hach
Oxigênio Dissolvido	Membrane Electrode Method	Oxímetro YSI modelo 550A
Série de Sólidos	Gravimétrico	Banho-maria da marca Nova Ética, Mufla da marca Quimis e Estufa da marca Tecnal

5. RESULTADOS

A apresentação dos resultados foi divida em estudos de quantificação e caracterização da vazão afluente à ETE, monitoramento das condições operacionais e desempenho da ETE Martim de Sá, resultados dos ensaios realizados na escala de bancada, resultados dos ensaios realizados na escala piloto e avaliação de estratégias para o tratamento de vazão excedente. Os ensaios de bancada e na escala piloto foram divididos em duas faixas de DBO de esgoto bruto, ou seja, 50 e 100mg/L.

5.1. Estudos da vazão afluente à ETE

5.1.1. Quantificação da vazão

O monitoramento da vazão de esgoto bruto afluente à estação foi realizado em duas situações: na condição normal de operação, sem sobrecarga hidráulica; e no momento de excesso de vazão ocasionado pelas chuvas. Para a condição normal de operação foram registrados a quantidade de bateladas, tempo para o enchimento de cada tanque e o respectivo volume esgoto acrescido em cada tanque; com esses dados a vazão média diária foi calculada. No momento de sobrecarga hidráulica, a medição de vazão instantânea ocorreu diretamente na calha parshall, com a anotação da altura da lâmina de líquido e associação à vazão afluente de acordo com CETESB (1977).

O período de monitoramento foi de fevereiro de 2008 até agosto de 2009. Os índices estatísticos com os valores mensais estão nas Tabelas 5.1 e 5.2. Os valores de vazão obtidos estão apresentados na Figura 5.1 e no ANEXO D.

Tabela 5.1 – Índices estatísticos da vazão medida em 2008

VAZÃO (L/s) - 2008											
Mês	**fev**	**mar**	**abril**	**mai**	**jun**	**jul**	**ago**	**set**	**out**	**nov**	**dez**
Média	43,35	40,69	42,42	29,95	29,48	26,68	28,86	36,32	39,07	38,35	39,26
Mínimo	29,95	29,46	34,57	22,98	21,64	21,53	22,32	27,96	21,04	26,04	23,93
Máximo	68,09	65,67	61,32	59,66	43,96	33,84	41,22	53,73	74,41	59,60	76,59
Coef. Var.	0,22	0,23	0,15	0,23	0,16	0,11	0,19	0,19	0,28	0,20	0,34
Desvio Padrão	9,60	9,60	6,50	7,00	4,70	2,80	5,40	7,10	10,80	7,80	13,50

Tabela 5.2 – Índices estatísticos da vazão medida em 2009

VAZÃO (L/s) - 2009								
Mês	**jan**	**fev**	**mar**	**abril**	**mai**	**jun**	**jul**	**ago**
Média	57,90	54,16	41,69	39,69	35,09	30,70	37,51	39,98
Mínimo	40,32	39,87	32,43	29,41	26,33	23,20	25,62	30,42
Máximo	78,47	91,24	52,28	55,34	52,22	45,77	65,83	83,45
Coef Variação	0,18	0,23	0,12	0,16	0,18	0,16	0,27	0,28
Desvio Padrão	10,16	12,22	5,02	6,21	6,32	4,77	10,26	11,02

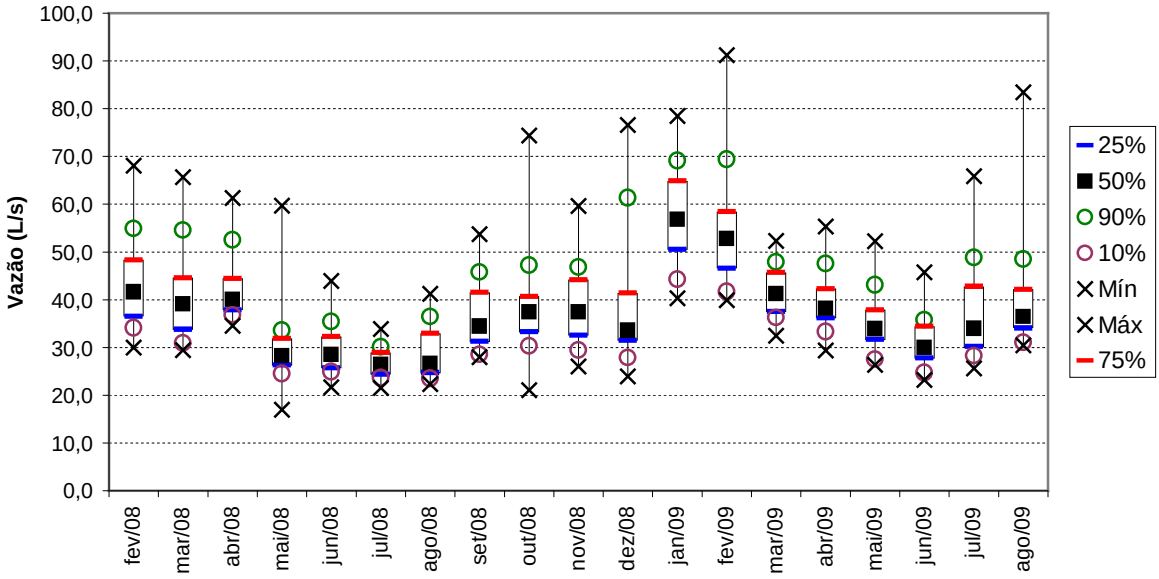


Figura 5.1 – Resultados da vazão medida em 2008 e 2009

Os índices estatísticos mostram que a vazão média no ano de 2009 foi superior a 2008. A vazão média em 2008 foi 35,85 L/s e em 2009 foi 42,09 L/s, ou seja, aumento médio de 17%, com destaque para os meses de julho com aumento de 40% e agosto com 38%, de um ano para o outro.

Analisando a Figura 5.1 vê-se que a vazão aumenta em dezembro, janeiro e fevereiro que são os meses de chuvas, com ocorrência de picos de vazão devido ao índice pluviométrico elevado. Estes meses são coincidentes com a alta temporada, quando ocorre grande fluxo de turistas na cidade. No tempo de estiagem a vazão diminui. Comparando-se à vazão de projeto de pico de verão para o ano 2010, ou seja, 122,24L/s observa-se que a vazão média medida é cerca de 1/3 da vazão de projeto.

Os valores vazão nos momentos de sobrecarga hidráulica estão indicados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Vazão instantânea afluente à estação no momento de sobrecarga hidráulica

Data	Vazão (L/s)
08/09/2008	220,00
08/09/2008	197,90
18/10/2008	191,00
10/01/2009	208,40
10/01/2009	208,40
10/01/2009	197,90

Como já citado, a vazão afluente à estação é proveniente de duas estações elevatórias de esgoto: EEE Querosene e EEE Brejaúva. Cada elevatória possui duas bombas que trabalham em esquema de revezamento, ou seja, apenas uma bomba permanece ligada no momento do bombeamento (em cada elevatória). As vazões de projeto das bombas das EEE Querosene e Brejaúva são, respectivamente, 33 e 185 L/s (SABESP, 2002), totalizando 218L/s. Com esta

configuração de operação das bombas e respectivas vazões, pode-se inferir que a vazão afluente à estação não irá superar os valores indicados na Tabela 5.3.

Uma série de leituras de vazão, representada na Figura 5.2, foi realizada num dia de chuva forte no mês de outubro de 2009 e com sobrecarga hidráulica na estação. Percebe-se um pico de 185 L/s e estabilização em 180 L/s após às 13h20min.

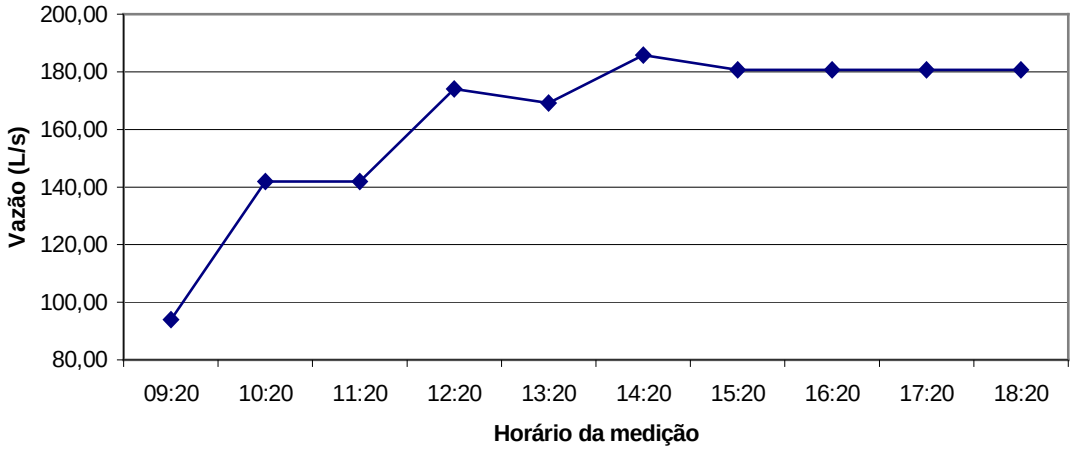


Figura 5.2 – Vazão afluente à ETE no momento de chuva forte e sobrecarga hidráulica

Durante o estudo da vazão afluente, o número ocorrências de sobrecarga hidráulica foi contabilizado. A Figura 5.3 mostra a quantidade de eventos de excesso de vazão afluente. No período de monitoramento, que durou 19 meses, foi apontado um total de 34 eventos de sobrecargas. Observa-se que eles ocorreram praticamente em todos os meses, sendo que nos meses de chuva a ocorrência foi maior.

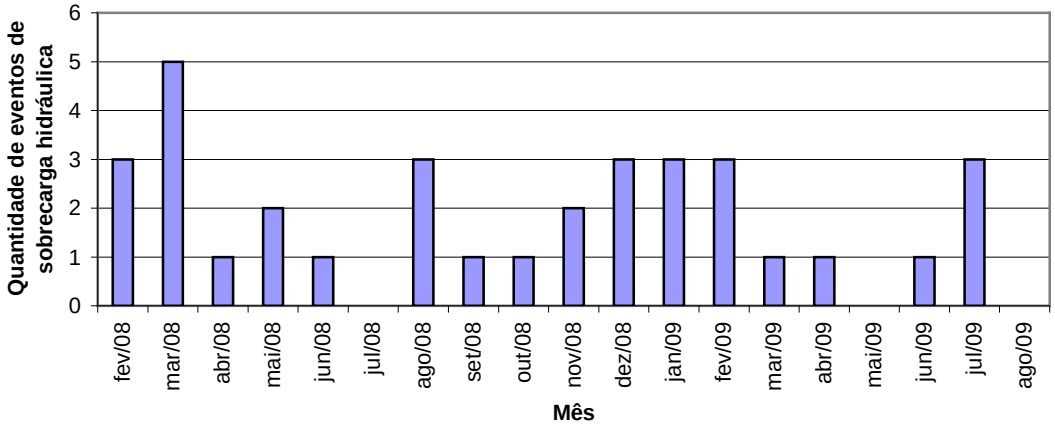


Figura 5.3 – Quantidade de eventos de sobrecarga hidráulica

5.1.2 – Características do esgoto bruto e efluente tratado em dia de sobrecarga hidráulica

Foi realizada a medição de DQO no esgoto bruto e efluente tratado na condição de chuva forte e excesso de vazão afluente, ou seja, com sobrecarga hidráulica. A Figura 5.4 mostra os valores medidos a cada hora. Junto com estas medições, foi realizado o acompanhamento da vazão afluente indicado na Figura 5.2.

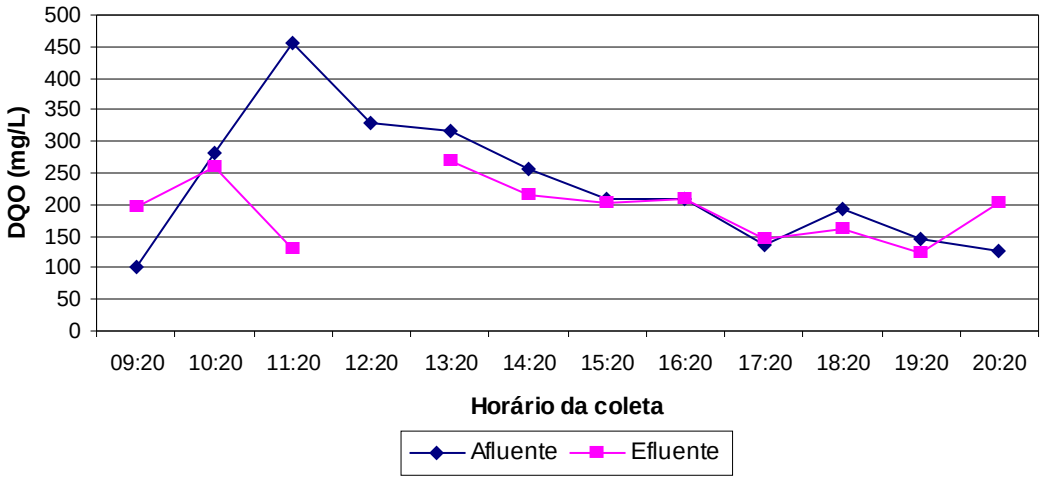


Figura 5.4 – DQO do esgoto afluente e efluente tratado na condição de sobrecarga hidráulica

Na Figura 5.4, nota-se que após um pico, a DQO do afluente diminui e se estabiliza. Com o efluente ocorreu situação parecida, com a presença de pico. A análise das 12:20 estourou, a

faixa de trabalho utilizada para análise, foi inferior ao provável valor da DQO. Após certo tempo de sobrecarga hidráulica, os valores de DQO do esgoto afluente e do efluente tratado ficaram praticamente iguais, com valor médio entre 150 e 200mg/L. As análises de turbidez e cor aparente também foram efetuadas e foi observado comportamento semelhante à DQO. As Figuras 5.5 e 5.6 apresentam os valores obtidos.

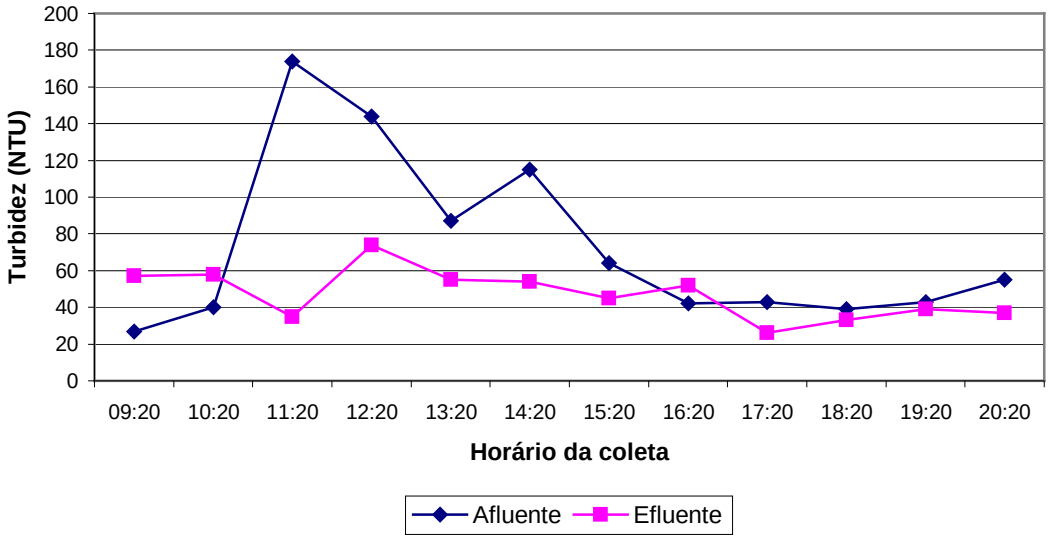


Figura 5.5 – Turbidez do esgoto afluente e efluente tratado na condição de sobrecarga hidráulica

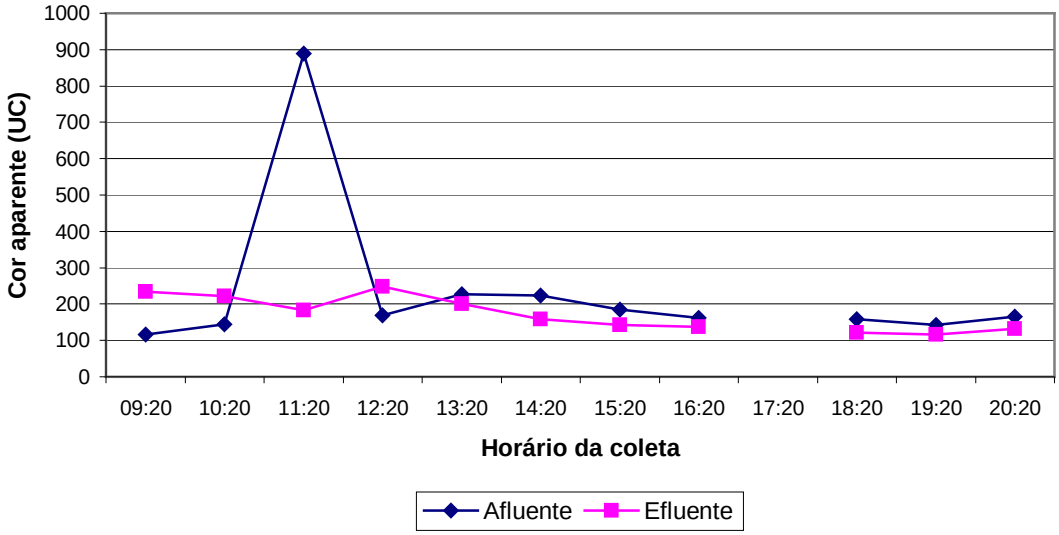


Figura 5.6 – Cor aparente do esgoto afluente e efluente tratado na condição de sobrecarga hidráulica

Estes picos também estão associados ao efeito de “lavagem” que ocorre nas tubulações. Com o aumento de vazão, ocorre o aumento de velocidade do fluido dentro das redes provocando o arraste de todo material parado na tubulação para a estação.

Em outra medição de DQO do esgoto afluente em condição de chuva forte e excesso de vazão, também se observa a variação da DQO. A Figura 5.7 mostra um pico no início, e depois a estabilização da DQO em torno de 300mg/L. Para este monitoramento também foi efetuada uma verificação da ocorrência de chuvas por meio de um posto pluviométrico instalado na estação. Nos dias anteriores à data de medição da DQO, não choveu, ou seja, pode-se entender que havia material parado na tubulação e com o efeito de varrição da rede, este material chegou à estação ocasionando o pico.

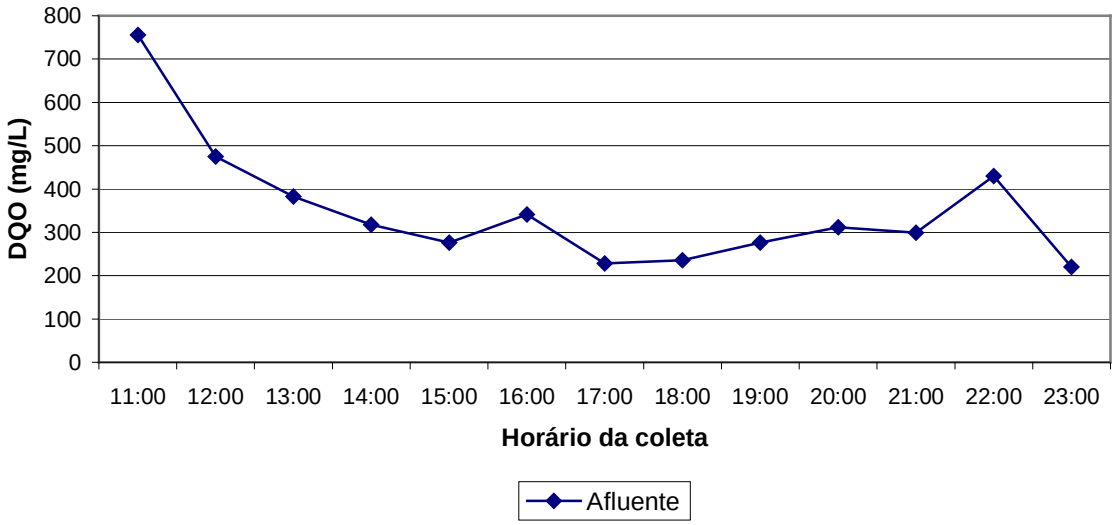


Figura 5.7 – DQO do esgoto afluente na condição de chuva forte e excesso de vazão afluente

A Figura 5.8 apresenta outro monitoramento de DQO afluente efetuado na condição de chuva com sobrecarga hidráulica na estação. Observou-se que não houve picos de DQO porque choveu nos dias anteriores à data do monitoramento. O efeito lavagem ocorreu nos dias anteriores ao monitoramento. A DQO média do esgoto afluente variou entre 150 e 160mg/L.

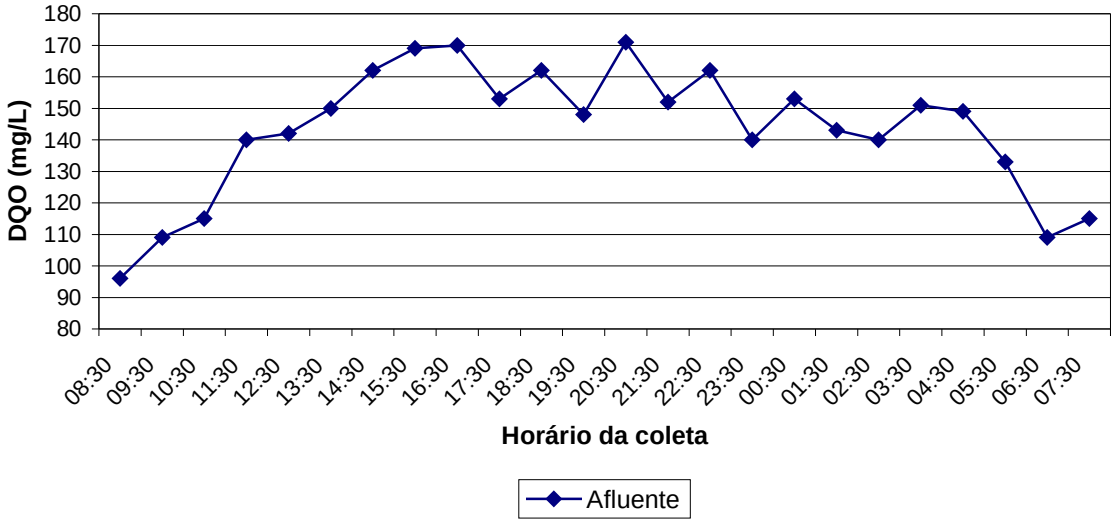


Figura 5.8 - DQO do esgoto afluente na condição de chuva forte e excesso de vazão afluente

5.2. Condições Operacionais e Desempenho da ETE

5.2.1. Demanda Química de Oxigênio

O monitoramento da DQO do esgoto bruto afluente e do efluente tratado foi realizado em condições distintas. A Figura 5.9 apresenta a primeira forma de monitoramento, realizado pela SABESP, onde constam os valores de DQO do esgoto bruto afluente e efluente tratado após cloração. A Tabela 5.4 mostra os resultados de DQO. A eficiência média de remoção de DQO foi de 67%. Os resultados estão no ANEXO E.

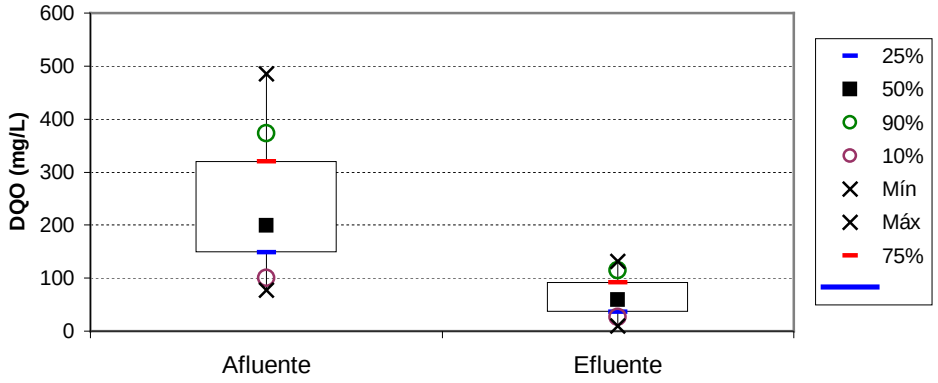


Figura 5.9 – DQO do esgoto afluente e efluente tratado da estação

Tabela 5.4 - Resultados de DQO de esgoto bruto e efluente tratado da ETE Martim de Sá

DQO (mg/L)		
Amostra	**Esgoto afluente**	**Efluente tratado**
nº dados	27	27
Média	229	65
Mínimo	77	10
Máximo	485	131
Desvio Padrão	111	35
Eficiência		67%

A segunda forma de monitoramento utilizada, foi com a medição da DQO do esgoto bruto a cada hora na condição normal de operação sem chuvas. As Figuras 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13 apresentam os valores medidos.

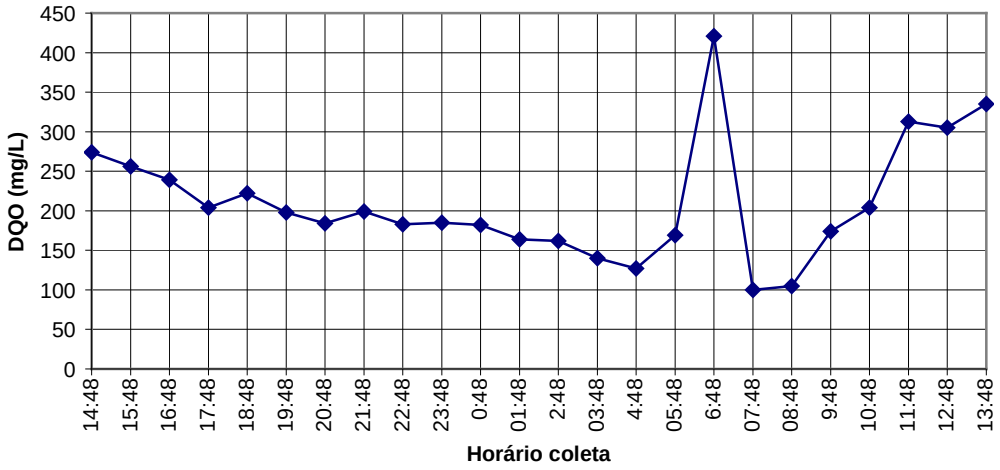


Figura 5.10 – DQO do esgoto afluente – 19/12/08

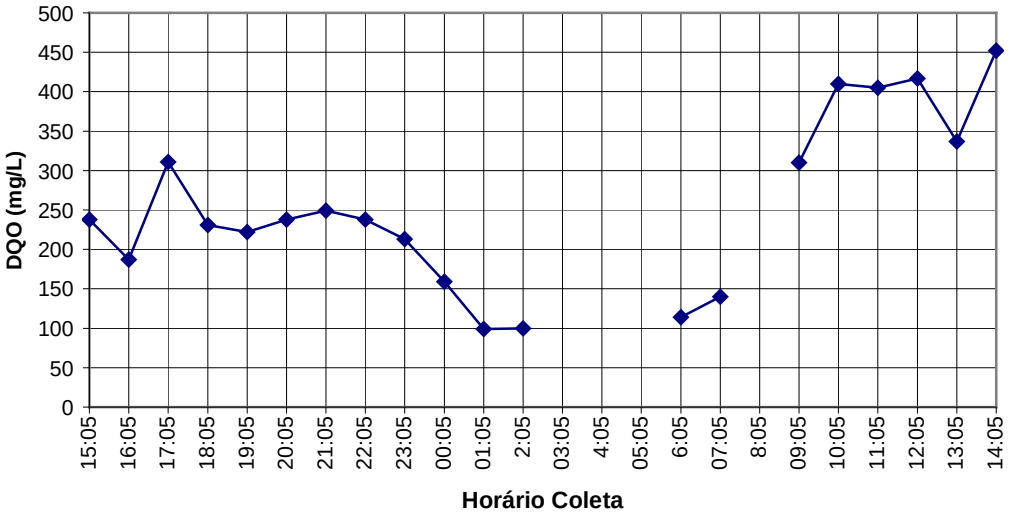


Figura 5.11 – DQO do esgoto afluente – 27/12/08

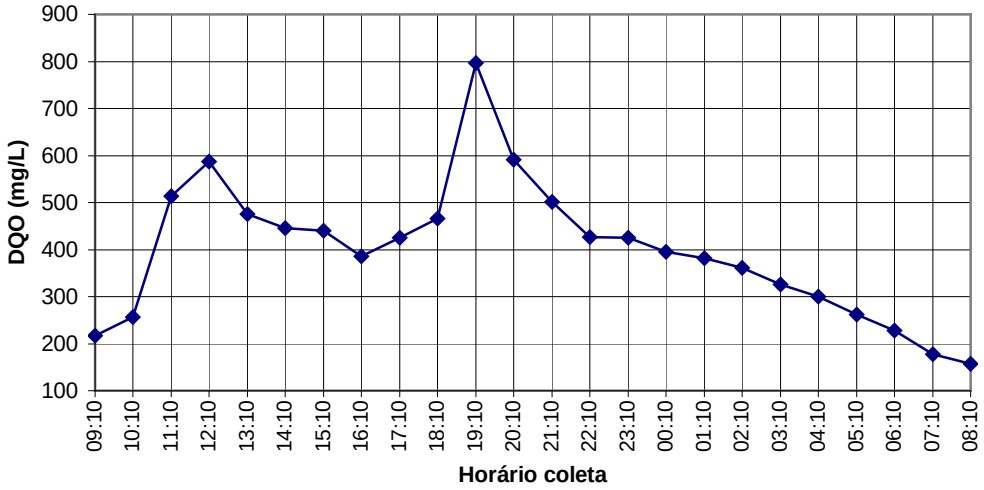


Figura 5.12 – DQO do esgoto afluente – 30/12/08

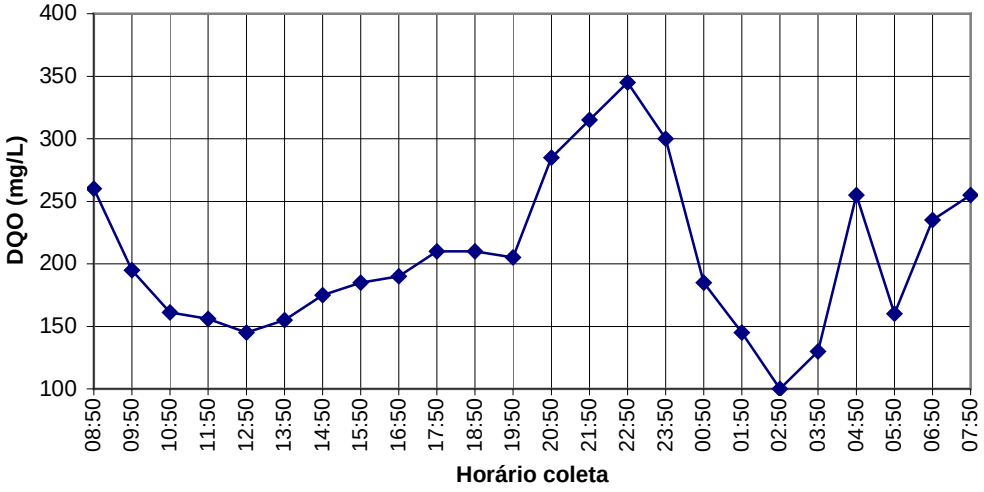


Figura 5.13 - DQO do esgoto afluente – 10/01/09

Analisando as figuras acima, vê-se que a estação tem um ciclo diário de carga afluente, durante a noite e madrugada os valores de DQO diminuem, e nas proximidades do horário do almoço há um aumento de DQO que reduz após o horário típico de jantar. Na Figura 5.10 ocorreu um pico às 06: 48, o qual se pode supor e associar à descarga clandestina de caminhão limpa fossa em algum ponto da rede de esgoto.

Os valores médios de DQO afluente obtidos nos dias em que foi realizado o monitoramento de 24horas estão na Tabela 5.5. Como este monitoramento foi realizado em dezembro, notou-se um aumento de DQO na aproximação do feriado de ano novo. No dia 27/12/08 o valor médio de DQO foi de 253 mg/L e no dia 30/12/08 o valor médio foi de 398mg/L. Este aumento foi devido ao aumento da população na cidade. Comparando a DQO média do dia 30/12/08 com o valor médio da Figura 5.9, percebe-se o aumento médio de 100% de carga afluente à estação.

Tabela 5.5 – Valores médios de DQO de esgoto afluente à estação

Data	DQO média (mg/L)
19/12/2008	210
27/12/2008	253
30/12/2008	398
10/01/2009	207

5.2.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores de medição de DBO foram extraídos do banco de dados da SABESP. A Tabela 5.6 mostra os índices estatísticos e a Figura 5.14 apresenta os valores medidos. Os resultados encontram-se no ANEXO F.

Tabela 5.6 – Índices estatísticos das concentrações de DBO da ETE Martim de Sá

	DBO (mg/L)	
Amostra	**Esgoto afluente**	**Efluente tratado**
nº dados	22	20
Média	123	35
Mínimo	47	13
Máximo	274	72
Desvio Padrão	53	16

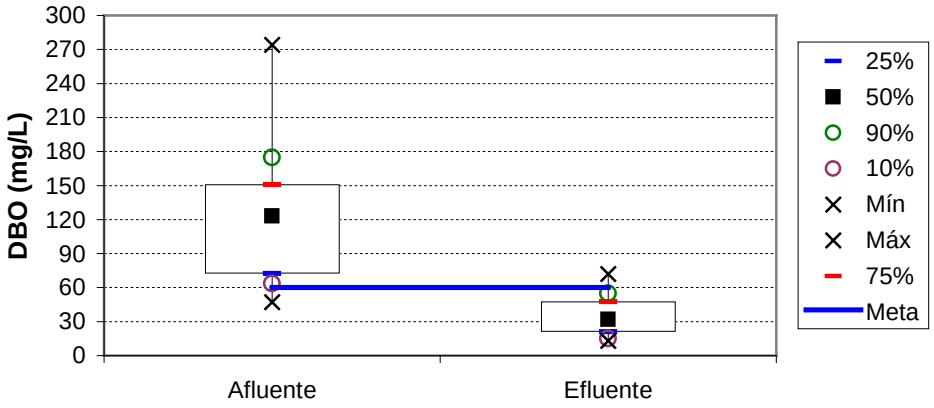


Figura 5.14 - DBO do esgoto afluente e efluente tratado.

A concentração de 50% das amostras ficou no intervalo de 72 a 150mg/L. A Figura 5.14 mostra também que 90% das amostras de efluente tratado atenderam ao padrão de emissão de 60mg/L. A eficiência de remoção de DBO está ilustrada na Figura 5.15. A remoção média de DBO foi 68%.

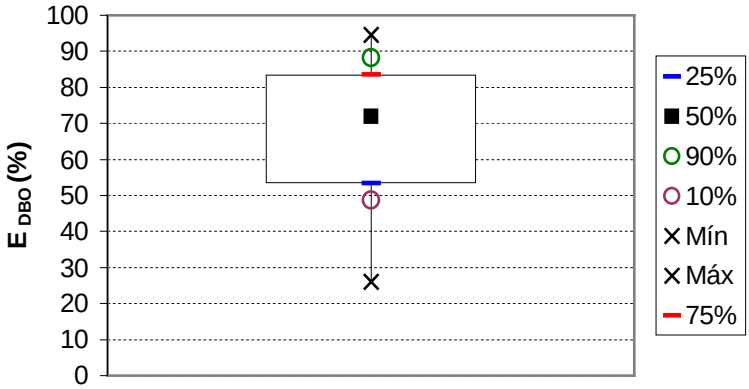


Figura 5.15 – Eficiência de remoção de DBO do tratamento biológico da ETE Martim de Sá

5.2.3. Sólidos suspensos nos tanques de aeração

Foi efetuada a medição de sólidos suspensos separadamente em cada tanque de aeração. As amostras de licor misto utilizadas nas análises foram coletadas com os tanques cheios, no final da etapa de enchimento, com o nível de 100% e aeração ligada. A Tabela 5.7 apresenta os índices estatísticos e a Figura 5.16 ilustra os valores obtidos de sólidos suspensos totais. Os resultados das concentrações de sólidos estão no ANEXO G e os cálculos realizados neste item estão no ANEXO H.

Tabela 5.7 – Índices estatísticos das concentrações de Sólidos Suspensos Totais

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)				
Amostra	**Tanque 01**	**Tanque 02**	**Tanque 03**	**Tanque 04**
nº dados	2	9	4	2
Média	2690	3012	3210	3504
Mínimo	2487	2027	2613	3120
Máximo	2893	4053	3907	3887
Desvio Padrão	287	770	645	542

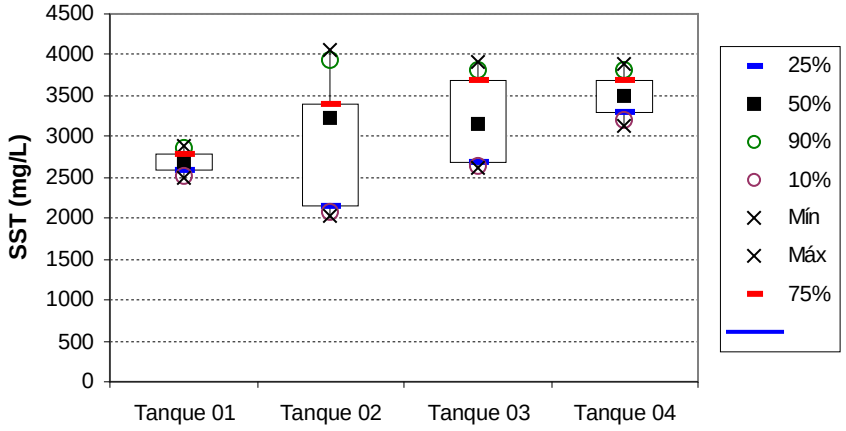


Figura 5.16 – Resultados das concentrações de SST no licor misto

Com os valores de SST o fator de carga foi verificado. Adotando valor médio de SST dos quatro tanques igual a 3104mg/L, vazão média no ano de 2009 de 42,09L/s, DBO média diária de 123mg/L conforme Tabela 5.6, o fator de carga obtido foi igual a 0,11 kg DBO/kg SST*dia. A estação foi dimensionada com fator de carga igual a 0,08 kg DBO/kg SST*dia (ORSINI, 1996).

Os índices estatísticos das análises de sólidos suspensos voláteis estão na Tabela 5.8 e resultados das análises de sólidos suspensos voláteis estão representados na Figura 5.17.

Tabela 5.8 – Índices estatísticos das concentrações de sólidos suspensos voláteis

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)				
Amostra	**Tanque 01**	**Tanque 02**	**Tanque 03**	**Tanque 04**
nº dados	2	8	4	2
Média	1524	1716	1843	2107
Mínimo	1400	1280	1600	1953
Máximo	1647	2300	2267	2260
Desvio Padrão	175	402	296	217

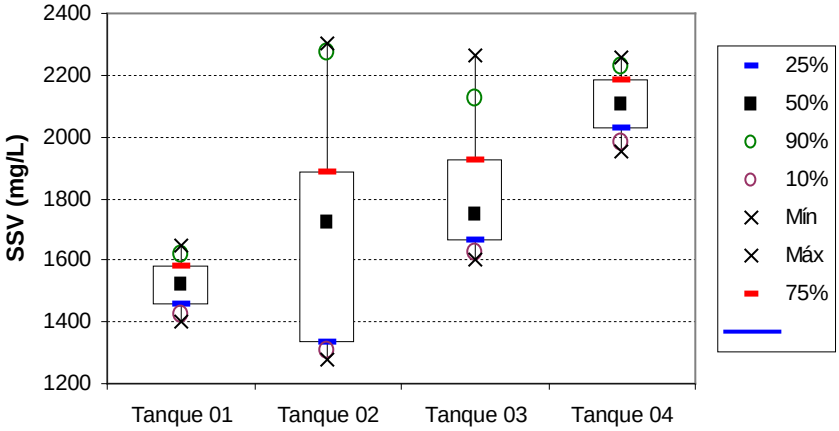


Figura 5.17 – Resultados das concentrações de SSV no licor misto

Com os valores médios de SST e SSV das Tabelas 5.7 e 5.8 verificou-se a relação SSV / SST. Os valores obtidos foram 0,57 ; 0,57; 0,57 e 0,60 para os Tanques 01, 02, 03 e 04, respectivamente. O valor desta relação utilizado no dimensionamento da estação foi 0,75 (ORSINI, 1996). Segundo ALEM SOBRINHO (2004), o valor desta relação deve ser de 0,75 a 0,85.

A relação A/M foi verificada considerando a vazão média no ano de 2009 de 42,09L/s, DBO média diária de 123mg/L conforme Tabela 5.6, e valor médio dos sólidos suspensos voláteis nos 04 tanques de 1798 mg/L, o resultado obtido foi igual a 0,19 kg DBO/kg SSV*dia.

Segundo ALEM SOBRINHO (2004), a relação A/M deve variar de 0,07 a 0,15 kg DBO/kg SSV *dia. Outra verificação, foi com a utilização dos valores de DQO da Figura 5.10, por ser um dia típico e padrão de operação da estação. A DQO obtida foi 217mg/L e para o seu cálculo considerou-se o peso da vazão afluente. A relação A/M obtida foi 0,34 kg DQO / kg SSV*dia.

Os três parâmetros acima, fator de carga, SSV/SST e A/M, indicam a necessidade de biomassa ativa nos reatores biológicos.

Os índices estatísticos estão na Tabela 5.9 e os resultados das análises de sólidos em suspensão fixos estão ilustrados na Figura 5.18.

Tabela 5.9 – Índices estatísticos das concentrações de sólidos suspensos fixos

Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)				
Amostra	**Tanque 01**	**Tanque 02**	**Tanque 03**	**Tanque 04**
nº dados	2	8	4	2
Média	1167	1184	1367	1397
Mínimo	1087	687	1013	1167
Máximo	1247	1753	1793	1627
Desvio Padrão	113	398	409	325

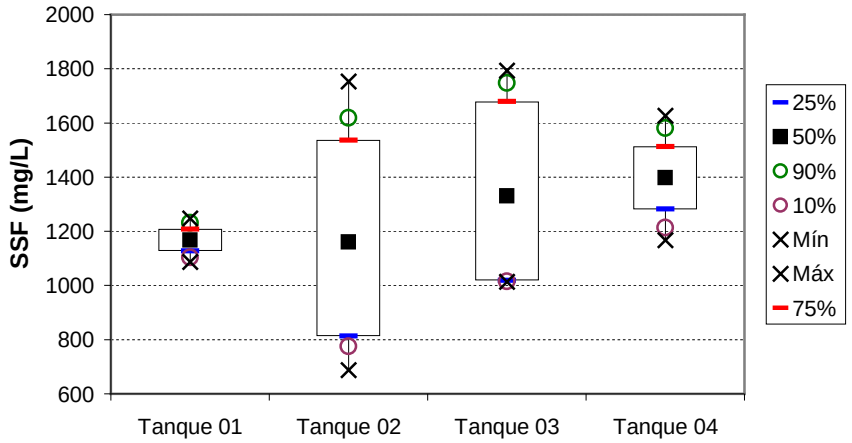


Figura 5.18 – Resultados das concentrações de SSF no licor misto

5.2.4. Sedimentabilidade do licor misto nos tanques de aeração

A sedimentabilidade do lodo no tanque de aeração foi monitorada por meio do Índice Volumétrico de Lodo (IVL). A Figura 5.19 mostra a sedimentação do licor misto do Tanque 01.

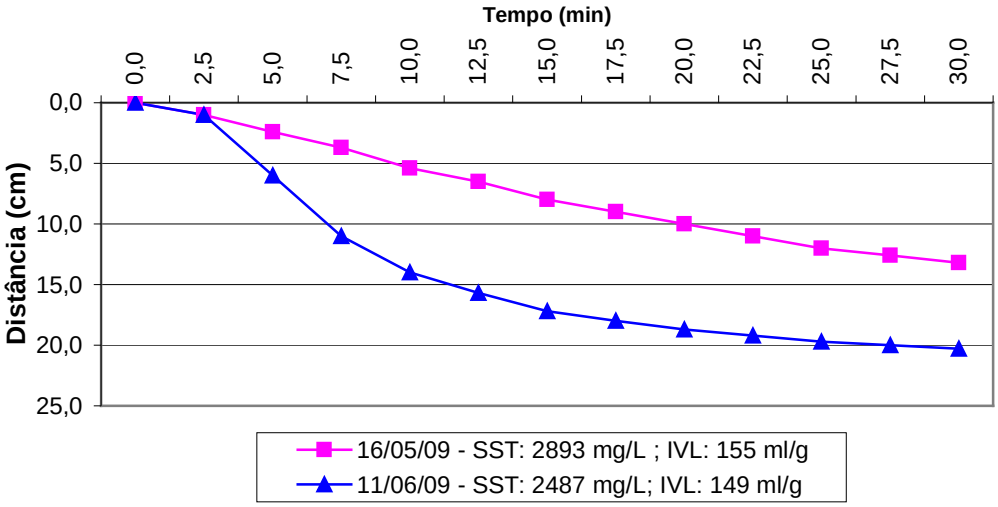


Figura 5.19 - Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 01

Os valores de IVL calculados indicam que a sedimentabilidade do Tanque 01 é classificada como média de acordo com VON SPERLING (1996b), item 3.3. A Figura 5.20 ilustra a sedimentabilidade do Tanque 02 e a Tabela 5.10 mostra os valores de IVL e SST.

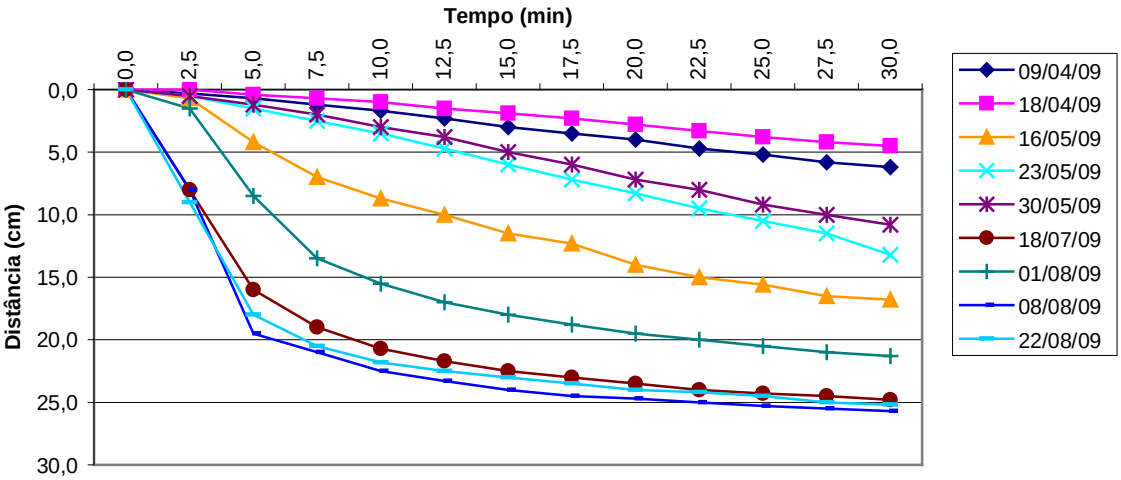


Figura 5.20 - Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 02

Tabela 5.10 – Valores de IVL e SST no Tanque 02

DATA	IVL (ml/g)	SST (mg/L)
09/04/09	207	3906
18/04/09	215	4053
16/05/09	155	2893
23/05/09	180	3393
30/05/09	200	3307
18/07/09	112	2140
01/08/09	115	2953
08/08/09	100	2093
22/08/09	113	2027

Os valores de IVL da Tabela 5.10 indicaram que a sedimentabilidade do licor misto foi classificada como média ou ruim. A Figura 5.21 mostra a sedimentabilidade do licor misto do Tanque 03 e a Tabela 5.11 apresenta os valores do IVL e SST.

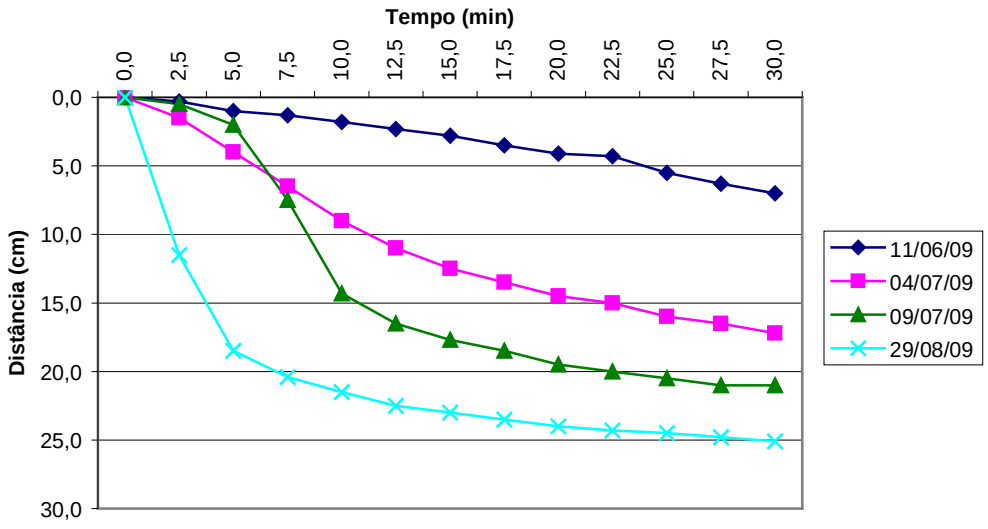


Figura 5.21 - Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 03

Tabela 5.11 – Valores de IVL e SST no Tanque 03

DATA	IVL (ml/g)	SST (mg/L)
11/06/09	200	3907
04/07/09	173	2713
09/07/09	134	2613
29/08/09	64	3607

Os valores da Tabela 5.11 também indicam que a sedimentabilidade do Tanque 3 é média ou ruim. O valor do IVL do dia 29/08/09 foi classificado como bom, mas pelo comportamento da estação pode-se considerar que ocorreu algum erro no momento do ensaio, ou seja, é um comportamento atípico da estação.

Para o Tanque 04, foram realizados apenas dois ensaios. A Figura 5.22 ilustra os valores obtidos.

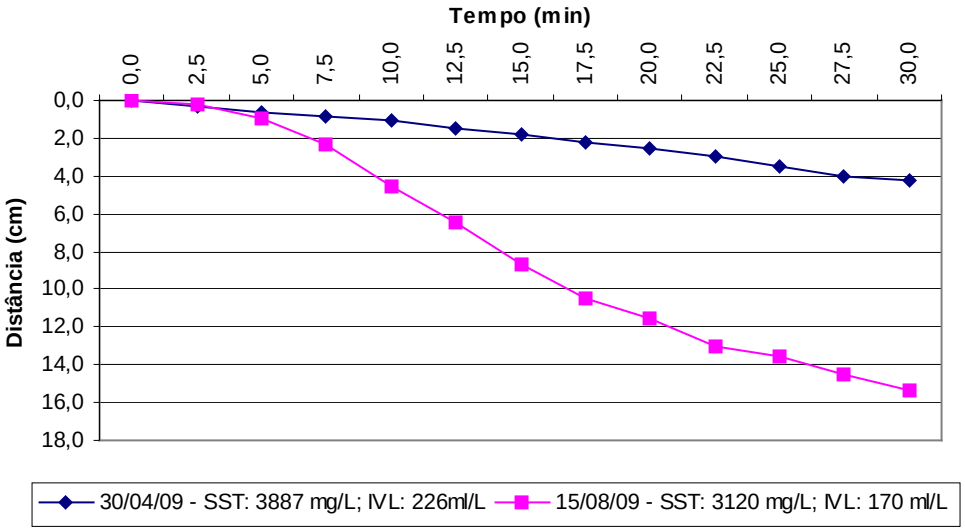


Figura 5.22 - Sedimentabilidade do licor misto do Tanque 04

Observa-se nas figuras acima, que as concentrações de sólidos estavam elevadas no inicio do monitoramento, especificamente no mês de abril. Isto ocorreu porque nos meses de fevereiro e

março não ocorreu a retirada de caçamba de lodo devido a problemas contratuais, logo a retirada de lodo dos tanques de aeração não ocorreu, levando ao aumento de sólidos nos tanques.

5.2.5. Idade do lodo

As informações monitoradas para conhecer qual a idade do lodo da estação foram vazão de lodo descarregada por dia, concentração de sólidos suspensos do lodo descarregado e do licor misto do tanque de aeração. Os valores das concentrações de sólidos suspensos voláteis do licor misto utilizados nesta fase, foram extraídos da Tabela 5.8.

O controle da necessidade de descarte de lodo utilizado pela estação foi praticamente a observação e experiência dos operadores. A equipe observava a qualidade do descarte do efluente clarificado e tempo de sedimentação do licor misto. Eventualmente verificavam a sedimentação do lodo em uma proveta de 1000mL pelo período de 30minutos, quando o licor misto sedimentava com baixa velocidade, realizavam o descarte do lodo. Fatores como a disponibilidade de equipamentos, por exemplo, centrífuga funcionando e caçambas para retirada da torta, também influenciavam na retirada de lodo.

No projeto foi considerado o descarte de excesso de lodo de 4% do volume do conteúdo dos tanques reatores por dia, ou seja, 38,4m³/dia por reator. Isto corresponde a um tempo de detenção celular global (idade do lodo) de 25 dias (ORSINI, 1996).

O período de observação foi de janeiro até julho de 2009, no entanto, nos meses de fevereiro e março não ocorreu o descarte porque não havia caçamba disponível para retirada da torta devido a problemas contratuais.

A Figura 5.23 apresenta a vazão de lodo descarregada por dia separada por tanque.

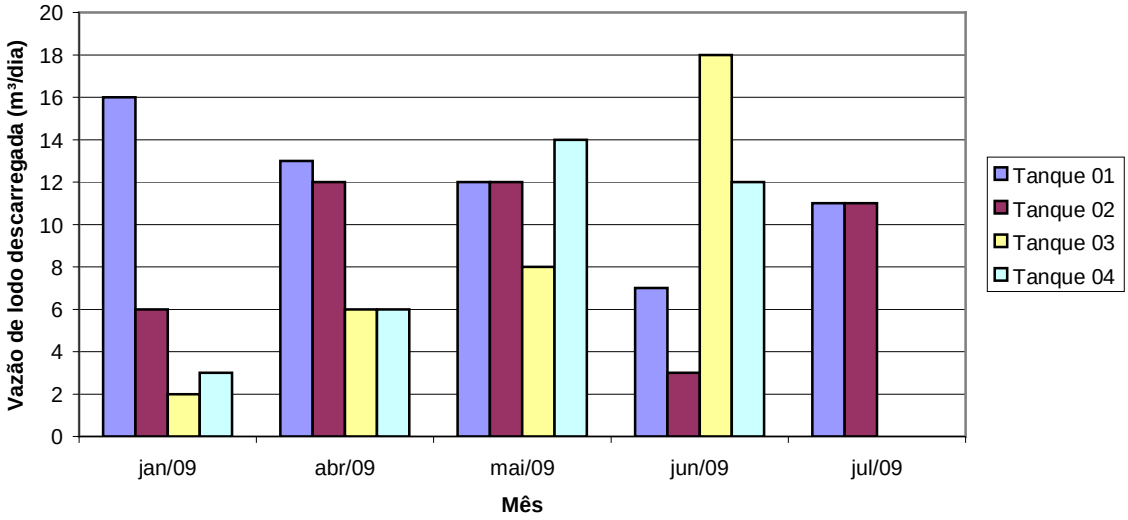


Figura 5.23 - Vazão de lodo descarregada por dia

Pela figura percebe-se que para o descarte de lodo não há uma frequência e padrão estabelecidos. Para os quatro tanques a vazão de descarte média é 9m³/dia, ou seja, 23% do valor proposto no projeto da estação.

A Tabela 5.12 apresenta os dados utilizados na determinação da idade do lodo e as idades utilizadas na estação.

Tabela 5.12 – Idade do lodo

DATA	DADOS DO LODO DESCARTADO		SSV MÉDIO DO LICOR MISTO (mg/L)	VAZÃO DE LODO DESCARREGADA POR DIA POR TANQUE (m³/dia)	IDADE DO LODO (dias)
	TANQUE	SSV (mg/L)			
18/04/09	2	3167	1716	12	59
30/04/09	3	2860	1843	6	140
16/05/09	4	3167	2107	14	62
23/05/09	4	2813	2107	14	70
04/07/09	2	2547	1716	11	80

Fazendo uma análise global da idade do lodo da estação, considerando SSV médio do lodo descartado igual a 2911mg/L, SSV médio do licor misto dos quatro tanques igual a 1798mg/L e vazão média de lodo descarregada por dia igual a 9m³/dia, a estação opera com idade

do lodo de 89 dias. Esta idade do lodo é praticamente incompatível com a relação A/M igual a 0,19 calculada acima.

5.2.6. Teor de oxigênio dissolvido no licor misto

Os resultados das medições de oxigênio dissolvido estão ilustrados na Figura 5.24. Os resultados encontram-se no ANEXO I.

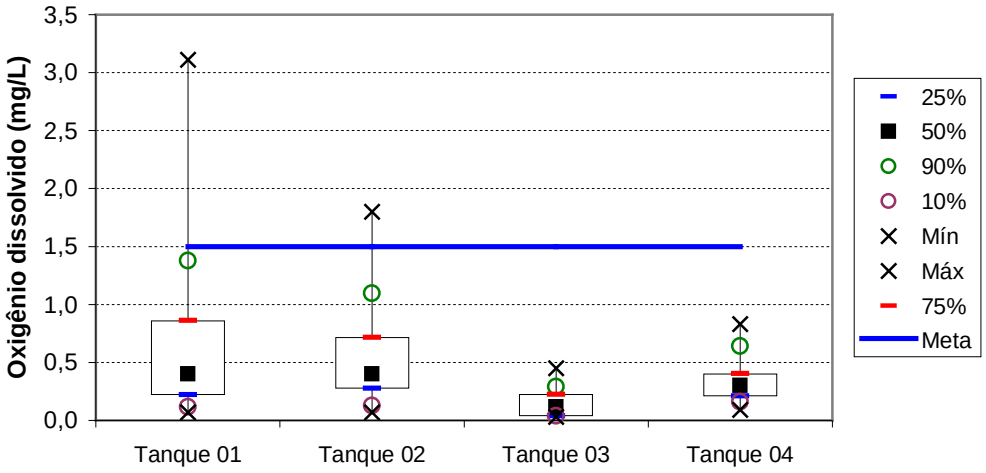


Figura 5.24 – Oxigênio dissolvido nos tanques de aeração.

A Figura 5.24 mostra que os tanques estão com a concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração abaixo de 1,50 mg/L, valor utilizado no dimensionamento da estação (ORSINI, 1996) e também está abaixo da faixa proposta em literatura, que é de 1 a 2mg/L. Com os valores de OD próximos de zero pode ocorrer a desnitrificação do lodo que é um benefício, mas que dificulta a sedimentação.

5.3. Resultados dos ensaios em escala de bancada

Foram realizados ensaios de bancada utilizando o aparelho jarteste a fim de fornecer dados para a escolha das dosagens a serem testadas na escala piloto. Os resultados dos ensaios foram separados de acordo com a faixa de DBO do esgoto bruto, ou seja, DBO de 50 e 100 mg/L e em função dos produtos químicos aplicados

5.3.1. Faixa DBO 50mg/L

Os resultados dos ensaios realizados no aparelho Jarteste para o esgoto bruto com faixa de DBO de 50mg/L e aplicação de sulfato de alumínio estão indicados na Tabela 5.13.

Na primeira batelada de jarteste foi aplicado sulfato de alumínio com variação da dosagem de 20 a 70mg/L de coagulante. Na segunda batelada foi fixada a dosagem de sulfato de alumínio em 40mg/L e variou-se a dosagem do polímero catiônico. Em função dos resultados da segunda batelada, foi selecionada a dosagem de 1,00mg/L de polímero e realizado o terceiro ensaio com a variação da dosagem de sulfato e fixação da dosagem de polímero em 1mg/L.

Tabela 5.13 – Resultados dos ensaios jarteste com sulfato de alumínio e esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Amostra	Coagu-lante mg/L	Polímero (mg/L)	pH	Alcalin (mg/L $CaCO_3$)	Condu-tividade (µs/cm)	DQO (mg/L)	DQO filt (mg/L)	DBO (mg/L)	Cor aparente (UC)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mgP/L)	Alumínio (mg/L)
Jarteste 1 Sulfato de alumínio	-	-	6,72	-	-	125	-	52	-	-	-	-
	20	-	6,64	62	257	84	-	39	-	-	-	1,16
	30	**-**	**6,54**	**60**	**263**	**73**	**-**	**31**	**-**	**-**	**-**	**0,60**
	40	-	6,45	55	263	61	-	21	-	-	-	0,43
	50	-	6,37	52	262	66	-	28	-	-	-	0,60
	60	-	6,29	48	264	56	-	21	-	-	-	0,52
	70	**-**	**6,20**	**44**	**275**	**59**	**-**	**26**	**-**	**-**	**-**	**0,49**
Jarteste 2 Sulfato de alumínio e polímero	-	-	6,78	120	768	101	59	48	138	36	1,47	-
	40	-	6,59	106	1038	58	44	23	68	10	0,62	0,74
	40	0,5	6,61	106	1022	56	43	23	60	9	0,49	0,60
	40	**1,0**	**6,60**	**106**	**1036**	**49**	**41**	**25**	**53**	**7**	**0,37**	**0,43**
	40	1,5	6,62	106	1034	52	41	19	44	5	0,30	0,40
	40	2,0	6,61	106	1014	59	46	17	39	5	0,25	0,28
	40	2,5	6,62	106	1016	47	32	24	35	5	0,24	0,26
Jarteste 3 Sulfato de alumínio e polímero	-	-	6,67	147	434	133	89	59	149	55	3,14	-
	20	1,0	6,58	141	426	102	79	37	152	53	1,70	-
	30	1,0	6,56	137	436	87	67	28	100	28	0,94	-
	40	1,0	6,53	132	440	69	47	28	64	17	0,48	-
	50	1,0	6,50	127	441	78	53	32	49	12	0,34	-
	60	1,0	6,47	126	442	61	43	22	40	8	0,24	-
	70	1,0	6,44	119	442	59	37	22	39	6	0,18	-

Após realização dos ensaios, as dosagens de 30 e 70mg/L de sulfato de alumínio foram selecionadas para serem utilizadas na estação piloto. Estas dosagens resultaram na remoção, respectivamente, 40 e 50% de DBO do esgoto bruto. Os resultados dos ensaios jarteste com aplicação de cloreto férrico estão na Tabela 5.14.

Tabela 5.14 – Resultados dos ensaios jarteste com cloreto férrico e esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Amostra	Coagu-lante mg/L	Polímero (mg/L)	pH	Alcalin (mg/L $CaCO_3$)	Condu-tividade (µs/cm)	DQO (mg/L)	DQO filt (mg/L)	DBO (mg/L)	Cor aparente (UC)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mgP/L)	Ferro (mg/L)
Jarteste 4 Cloreto Férrico	-	-	6,72	71	243	125	98	52				
	20	-	6,52	62	256	80	67	41				6,02
	30	-	6,45	56	264	78	61	36				5,98
	40	**-**	**6,35**	**50**	**262**	**72**	**58**	**24**				**4,44**
	50	-	6,26	46	276	62	52	26				2,38
	60	**-**	**6,15**	**40**	**273**	**41**	**38**	**15**				**1,66**
	70	-	6,04	37	277	59	43	24				1,38
Jarteste 5 Cloreto férrico e polímero	-	-	6,98	70	213	125	-	53	123	56	1,33	2,73
	40	-	6,67	50	233	23	18	11	26	3	0,31	0,86
	40	**0,5**	**6,66**	**50**	**236**	**23**	**12**	**11**	**21**	**3**	**0,50**	**0,63**
	40	1,0	6,67	51	235	24	6	13	19	2	0,36	0,52
	40	1,5	6,66	50	234	22	18	9	20	3	0,20	0,55
	40	2,0	6,68	50	237	28	15	7	24	3	0,37	0,66
	40	2,5	6,66	50	238	21	17	10	31	4	0,14	1,28
Jarteste 6 Cloreto férrico e polímero	-	-	6,95	130	391	86	-	45	160	30		6,25
	20	0,5	6,74	122	415	65	41	33	171	22		9,20
	30	0,5	6,65	116	416	44	31	23	180	20		9,20
	40	**0,5**	**6,56**	**112**	**419**	**46**	**26**	**25**	**181**	**16**		**10,60**
	50	0,5	6,47	107	424	37	24	20	118	9		6,75
	60	0,5	6,4	101	423	32	18	17	92	7		6,15
	70	0,5	6,33	96	431	32	22	18	59	5		4,55

Igualmente aos ensaios realizados com sulfato de alumínio, foi realizada uma batelada de jarteste com a aplicação de somente cloreto férrico. Em seguida foi realizada nova bateria de ensaios com a dosagem fixa de 40mg/L de cloreto férrico e variação da dosagem de polímero. Com os resultados desta batelada foi selecionada a dosagem de 0,5mg/L de polímero para realizar uma nova bateria de ensaios jarteste com a variação da dosagem do cloreto férrico.

Assim as dosagens selecionadas para serem testadas na unidade piloto foram 40 e 60mg/L de cloreto férrico com remoção, respectivamente, de 54 e 71% de DBO do esgoto bruto. Dos resultados da aplicação de cloreto férrico e polímero foi selecionada a dosagem de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico, uma vez que no ensaio nº 05 removeu 79% de DBO e no ensaio nº 06, 44%. No jarteste nº 06 percebe-se que para algumas dosagens ocorreu o acréscimo de cor aparente.

Resumidamente, as dosagens escolhidas para serem testadas na estação piloto para o esgoto pertencente à faixa de DBO igual a 50mg/L foram:

- **30mg/L** de sulfato de alumínio,
- **70mg/L** de sulfato de alumínio,
- **40mg/L** de cloreto férrico,
- **60mg/L** de cloreto férrico,
- **40mg/L** de cloreto férrico com **0,5mg/L** de polímero catiônico.

5.3.2. Faixa DBO 100mg/L

Os resultados dos ensaios realizados no aparelho Jarteste com o esgoto bruto da faixa de DBO de 100mg/L e aplicação de sulfato de alumínio estão indicados na Tabela 5.15, onde se observam os resultados de três baterias de ensaios. O primeiro com a aplicação de sulfato de alumínio e os outros dois com a aplicação de sulfato e polímero catiônico, sendo que no segundo a dosagem de sulfato foi fixada e variado o polímero e, no terceiro, o polímero foi fixado e variada a dosagem de sulfato de alumínio.

Tabela 5.15 – Resultados dos ensaios jarteste com sulfato de alumínio e esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Amostra	Coagu-lante mg/L	Polímero (mg/L)	pH	Alcalin (mg/L $CaCO_3$)	Condu-tividade (µs/cm)	DQO (mg/L)	DQO filt (mg/L)	DBO (mg/L)	Cor aparente (UC)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mg P/L)	Alumínio (mg/L)
Jarteste 1 Sulfato de alumínio	-	-	6,87	114	368	222	106	124	170	95	2,20	-
	20	-	6,85	105	359	109	67	68	132	41	1,50	1,01
	30	-	6,74	102	363	95	80	56	100	27	1,20	0,99
	40	-	6,72	97	360	70	49	37	64	13	0,60	0,69
	50	-	6,72	93	367	67	51	35	49	8	0,35	0,38
	60	-	6,60	89	370	60	49	37	38	7	0,30	0,36
	70	**-**	**6,58**	**86**	**379**	**58**	**48**	**36**	**39**	**9**	**0,20**	**0,23**
Jarteste 2 Sulfato de alumínio e polímero	-	-	7,12	101	291	213	-	100	136	29		-
	50	-	6,65	87	315	55	32	23	20	3		0,20
	50	0,5	6,68	86	313	54	33	28	20	3		0,16
	50	1,0	6,66	86	312	61	39	32	27	4		0,20
	50	1,5	6,67	87	306	48	22	45	24	3		0,23
	50	2,0	6,65	86	322	34	21	19	16	2		0,15
	50	2,5	6,67	86	314	82	53	43	15	3		0,14
Jarteste 3 Sulfato de alumínio e polímero	-	-	7,12	101	291	213	-	100	136	29		-
	20	0,5	6,92	95	303	52	31	27	74	17		0,58
	30	0,5	6,87	93	302	49	29	28	26	5		0,30
	40	0,5	6,83	89	308	33	17	16	19	4		0,16
	50	0,5	6,70	85	310	39	23	22	17	4		0,18
	60	0,5	6,66	82	308	38	25	21	20	5		0,24
	70	0,5	6,61	78	312	80	45	44	22	5		0,29

Em decorrência dos resultados acima foi selecionada a dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio para ser testada na escala piloto. Esta dosagem apresentou remoção de 71% de DBO, 91% de turbidez, 77% de cor aparente e 91% de fósforo total.

Os resultados dos ensaios realizados na escala de bancada utilizando o cloreto férrico estão representados na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 – Resultados dos ensaios jarteste com cloreto férrico e esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Amostra	Coagulante (mg/L)	Polímero (mg/L)	pH	Alcalin (mg/L $CaCO_3$)	Condutividade (µs/cm)	DQO (mg/L)	DQO filt (mg/L)	DBO (mg/L)	Cor aparente (UC)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mg P/L)	Ferro (mg/L)
Jarteste 4 Cloreto Férrico	-	-	6,87	114	368	222	106	124	170	95	2,20	5,80
	20	-	6,84	106	364	98	64	58	149	38	1,50	6,90
	30	**-**	**6,77**	**98**	**368**	**97**	**71**	**49**	**132**	**28**	**0,95**	**6,25**
	40	-	6,73	93	363	89	68	52	128	22	0,80	6,90
	50	-	6,71	86	373	77	70	43	111	17	1,80	5,55
	60	**-**	**6,59**	**83**	**387**	**70**	**57**	**36**	**90**	**13**	**0,50**	**5,05**
	70	-	6,58	80	389	69	44	35	77	9	0,35	4,50
Jarteste 5 Cloreto férrico e polímero	-	-	6,76	138	386	174	81	87	153	35	-	4,58
	40	-	6,55	86	305	21	-	12	34	2	0,5	1,85
	40	**0,5**	**6,56**	**86**	**304**	**17**	**-**	**9**	**26**	**2**	**-**	**-**
	40	1,0	6,56	85	309	27	-	13	25	2	-	-
	40	1,5	6,56	86	307	18	-	10	25	2	0,34	1,73
	40	2,0	6,55	86	309	33	-	13	34	4	-	-
	40	2,5	6,54	85	306	27	-	14	30	3	-	-
Jarteste 6 Cloreto férrico e polímero	-	-	6,76	138	386	174	81	87	153	35	-	4,58
	20	0,5	6,71	96	302	35	-	17	67	7	-	-
	30	0,5	6,60	90	305	29	-	16	33	3	0,56	1,07
	40	0,5	6,52	86	311	28	-	15	23	2	-	-
	50	0,5	6,46	73	318	32	-	17	19	2	-	-
	60	**0,5**	**6,39**	**78**	**317**	**28**	**-**	**15**	**19**	**2**	**-**	**-**
	70	0,5	6,34	71	329	18	-	10	17	1	0,46	0,72

Igualmente às outras faixas e condições de trabalho, três baterias de ensaios jarteste foram realizadas. A primeira com a aplicação de somente cloreto férrico, a segunda com a fixação da dosagem de cloreto férrico e variação de polímero catiônico e a terceira com variação da dosagem de coagulante e fixação da dosagem de polímero.

Do primeiro ensaio foram selecionadas duas dosagens para serem testadas na escala piloto: 30 e 60mg/L de cloreto férrico com remoção, respectivamente, de 60 e 71% de DBO, e do terceiro ensaio foi selecionada a dosagem de 60mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico com remoção de 83% de DBO.

Comparando-se os produtos de uma forma geral, os ensaios indicaram que quando se utiliza um sal metálico associado ao polímero, a eficiência do tratamento é melhor comparada ao emprego do sal metálico isoladamente. Para remoção da cor aparente, o emprego do cloreto férrico sozinho apresentou pior desempenho, no entanto, quando associado ao polímero catiônico o desempenho é visivelmente superior, chegando a até quadruplicar sua eficiência de remoção.

Outro ensaio realizado foi com a fixação da dosagem de cloreto férrico em 60mg/L e adição de hidróxido de sódio (NaOH) para elevar o pH. A Tabela 5.17 apresenta os resultados obtidos.

Os resultados da Tabela 5.17 mostram que a adição de hidróxido de sódio diminuiu a eficiência do tratamento em todos os itens analisados. Observa-se que a aplicação de 60 mg/L de cloreto férrico foi a dosagem com melhor desempenho. Portanto não serão realizados ensaios na ETE piloto com a utilização do hidróxido de sódio.

Tabela 5.17 – Resultados do ensaio jarteste com cloreto férrico e NaOH e esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Amostra	Coagu-lante mg/L	NaOH (mg/L)	pH	Alcalin (mg/L $CaCO_3$)	Condu-tividade (μs/cm)	DQO (mg/L)	Cor aparente (UC)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mg P/L)	Ferro total (mg/L)
	-	-	6,82	76	338	182	170	74	2,35	3,16
	60	-	6,16	54	353	55	78	8	0,65	3,72
Jarteste 7 Cloreto Férrico + NaOH	60	40	7,15	95	424	80	117	16	1,10	4,28
	60	55	8,13	104	432	83	124	14	1,04	5,72
	60	61	8,30	109	437	77	120	14	1,10	5,44
	60	80	8,96	125	468	110	122	14	1,10	5,64
	60	110	9,50	152	528	92	138	17	1,15	5,60

Resumidamente, as dosagens de coagulantes escolhidas para serem testadas na estação piloto para o esgoto pertencente à faixa de DBO igual a 100mg/L foram:

- **70mg/L** de sulfato de alumínio,
- **30mg/L** de cloreto férrico,
- **60mg/L** de cloreto férrico,
- **60mg/L** de cloreto férrico com **0,5mg/L** de polímero catiônico.

5.4. Resultados dos ensaios da estação piloto utilizando esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 50mg/L

Utilizou-se nesta série de ensaios 17 amostras diferentes de esgoto bruto. Uma das amostras foi diluída com 30% de água potável, para se enquadrar à faixa de DBO. Em alguns casos, para as mesmas amostras de esgoto bruto, foram realizados dois ensaios com dosagens de produtos químicos diferentes. Os resultados estão no ANEXO J.

5.4.1. Demanda Química de Oxigênio

Os resultados e parâmetros estatísticos das análises de DQO estão na Tabela 5.18 e na Figura 5.25, a eficiência de remoção está indicada na Figura 5.26. As amostras de esgoto bruto afluente foram coletadas antes da estação piloto e os efluentes foram coletados após o tratamento físico-químico da ETE piloto. As dosagens e produtos químicos utilizados estão indicados na tabela e figura.

Tabela 5.18 – Índices estatísticos das concentrações de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	DQO (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulfato alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulfato alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim catiônico**
nº dados	17	5	4	5	3	4
Média	115	93	74	59	36	50
Mínimo	73	68	57	32	18	41
Máximo	150	109	101	77	64	60
Desvio Padrão	20	16	20	19	24	8

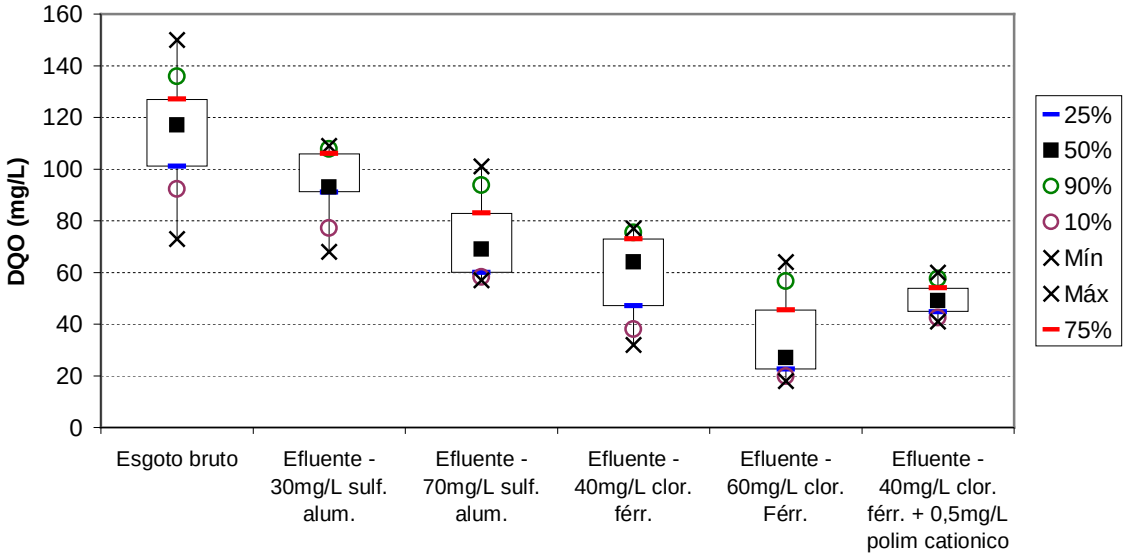


Figura 5.25 – Resultados de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

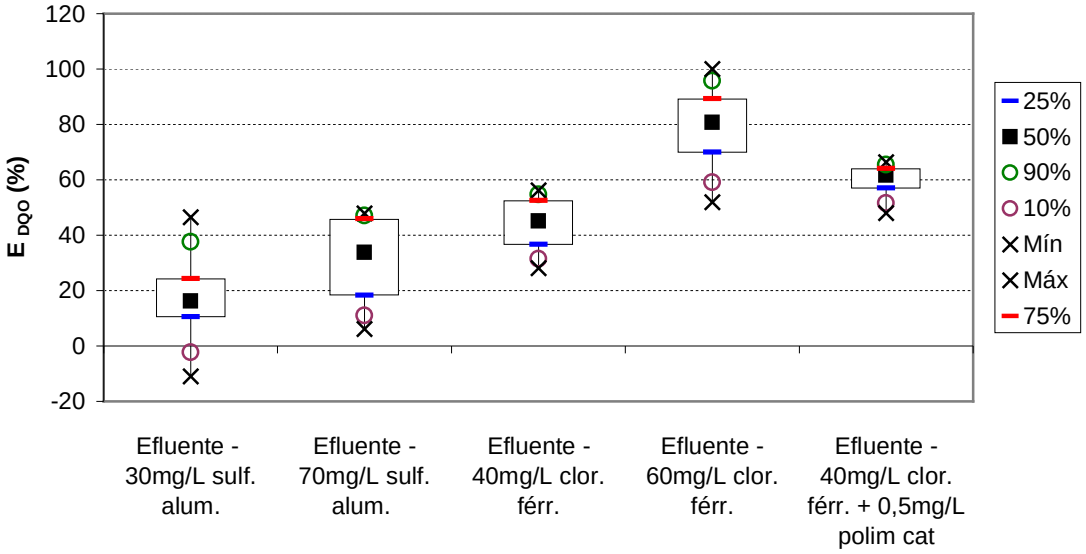


Figura 5.26 - Eficiência de remoção de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

O sulfato de alumínio, de uma forma geral, apresentou-se com menor eficiência de remoção de DQO comparado com o cloreto férrico. Para a dosagem de 30mg/L de sulfato de alumínio ocorreu acréscimo de DQO. A dosagem de 60mg/L de cloreto férrico apresentou

melhor eficiência média de remoção de DQO, no entanto o desvio padrão foi maior, ocorreu variação nos resultados das análises e apenas três amostras compuseram os índices estatísticos. A aplicação de 40mg/L de cloreto férrico com 0,5mg/L de polímero catiônico apresentou resultados uniformes e menor variação do desvio padrão, e eficiência de remoção em torno de 60%, ou seja, inferior à eficiência média de remoção de 67% apresentada pelo tratamento em lodos ativados em bateladas.

Comparando-se os resultados obtidos com os valores encontrados na bibliografia, observa-se que DELPORTE, PUJOL e VION (1995) ao aplicar 30mg/L de $FeCl_3$ junto com 1,5 a 2,0mg/L de polímero reduziram a DQO de 105 para 66mg/L, ou seja, eficiência de remoção de 37%. O valor da DQO do esgoto bruto estudado por DELPORTE, PUJOL e VION foi semelhante ao valor utilizado nesta faixa de estudo, sendo que a eficiência de remoção de DQO obtida foi semelhante ao desempenho dos efluentes que receberam 40mg/L de cloreto férrico.

5.4.2. Demanda Química de Oxigênio Filtrada

Após filtração das amostras de efluente tratado foi realizada a medição de DQO. A Tabela 5.19 e a Figura 5.27 apresentam os resultados encontrados . As análises de DQO nas amostras filtradas foram efetuadas para saber se a matéria orgânica presente nos efluentes está predominantemente em suspensão ou dissolvida. Os comentários abaixo são para os valores médios de DQO.

Tabela 5.19 – Índices estatísticos das concentrações de DQO filtrada dos efluentes dos ensaios com esgoto a 50mg/L de DBO

	DQO filtrada (mg/L)				
Amostra	**Efluente - 30mg/L Sulfato alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulfato alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	5	4	4	3	4
Média	63	50	46	21	38
Mínimo	34	39	19	9	27
Máximo	94	81	66	39	48
Desvio Padrão	24	21	20	16	9

Comparando-se os resultados médios da DQO filtrada e não filtrada dos efluentes tratados com 30mg/L de sulfato de alumínio observa-se que ocorreu redução de 32% de DQO após filtração, ou seja, entende-se que cerca de 68 % da matéria orgânica presente no efluente tratado está dissolvida. O mesmo comportamento foi observado quando se utiliza 70mg/L de sulfato de alumínio para realizar o tratamento, o valor da DQO filtrada correspondeu a cerca de 68% do valor de DQO sem filtrar.

A DQO dos efluentes tratados com 40mg/L de cloreto férrico mostrou que 78% da matéria orgânica estava dissolvida pois a redução da DQO após filtração foi de apenas 22%. A aplicação de 60mg/L de cloreto férrico foi a dosagem que apresentou maior remoção de matéria orgânica dissolvida pois a DQO remanescente após filtração foi 58%.

Comparando-se o valor médio de DQO filtrada e não filtrada dos efluentes ensaiados com aplicação de 40mg/L de cloreto férrico com 0,5mg/L de polímero catiônico observa-se que após filtração a DQO filtrada foi 76% do valor da DQO sem filtrar, ou seja, entende-se que a matéria dissolvida no efluente tratado representa 76%.

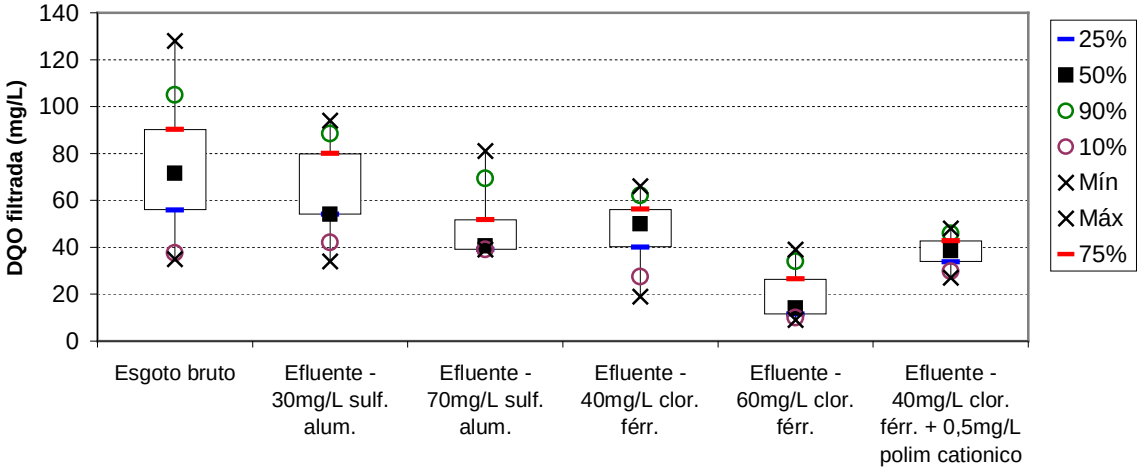


Figura 5.27 – Resultados da DQO filtrada dos efluentes dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.

5.4.3. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os resultados das análises de DBO estão apresentados na Tabela 5.20 e na Figura 5.28. A eficiência de remoção está ilustrada na Figura 5.29.

Tabela 5.20 – Índices estatísticos das concentrações de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	DBO (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	17	5	4	5	4	4
Média	60	39	33	28	25	26
Mínimo	41	32	29	17	12	19
Máximo	79	53	37	41	39	31
Desvio Padrão	11	8	4	10	14	5

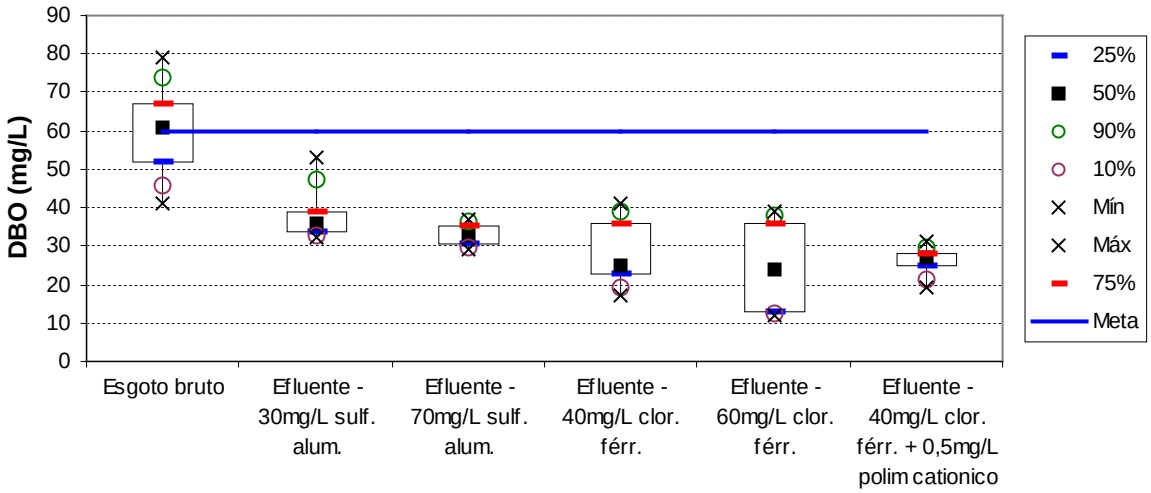


Figura 5.28 - Resultados de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

A avaliação dos resultados permite observar que a aplicação de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico apresentou melhor remoção de DBO em torno de 60% e menor desvio padrão. De acordo com o gráfico, os ensaios realizados com cloreto férrico apresentaram eficiência de remoção de DBO superior aos ensaios com sulfato de alumínio.

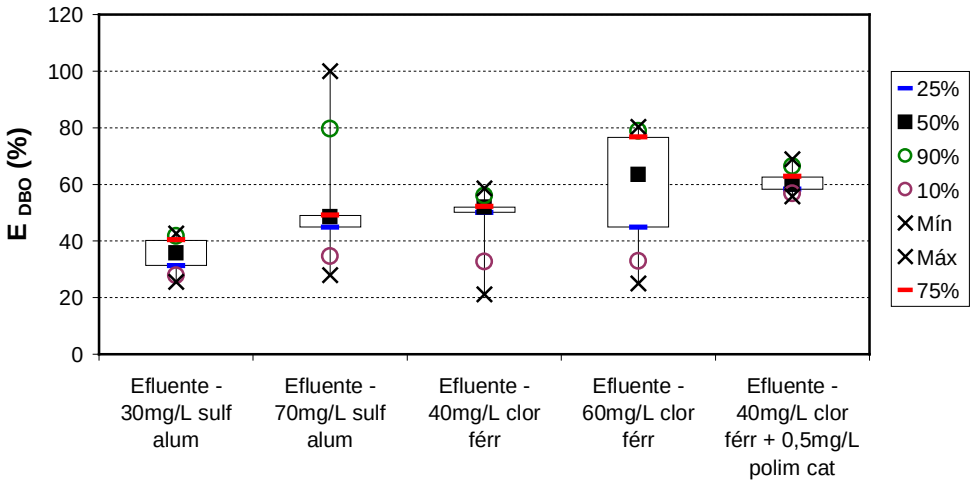


Figura 5.29 - Eficiência de remoção de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

5.4.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada

Os índices estatísticos dos resultados das análises de DBO filtrada são apresentados na Tabela 5.21 e no gráfico da Figura 5.30. Os comentários abaixo são referentes aos resultados médios obtidos nas análises e comparando-se os resultados de DBO filtrada e sem filtrar.

Tabela 5.21 – Índices estatísticos das concentrações de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	DBO filtrada (mg/L)				
Amostra	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	4	4	3	2	4
Média	33	26	22	8	19
Mínimo	14	22	9	7	15
Máximo	50	34	31	8	22
Desvio Padrão	15	6	11	1	4

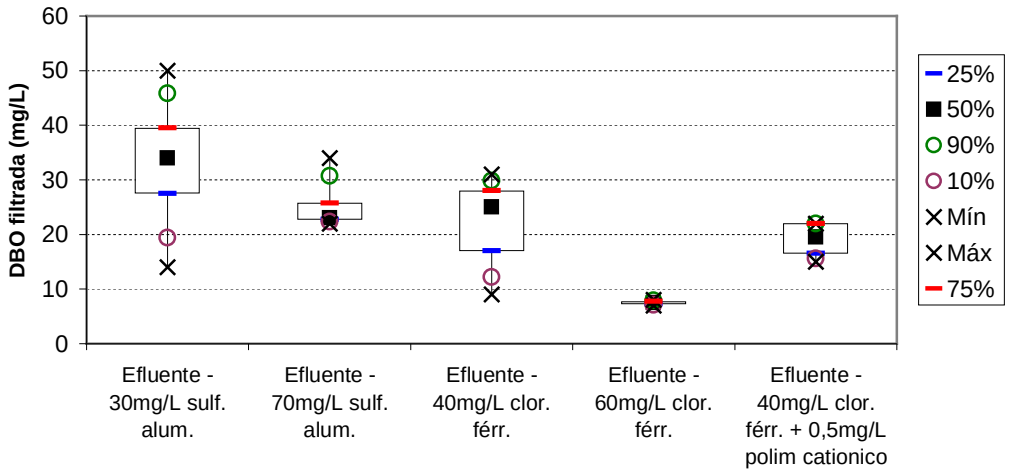


Figura 5.30 – Resultados da DBO filtrada dos efluentes dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Os efluentes tratados com 30mg/L de sulfato de alumínio apresentaram resultados de DBO filtrada média cerca de 85% da DBO sem filtrar, ou seja, entende-se que esta porcentagem corresponde à matéria orgânica dissolvida presente neste efluente. Em uma amostra a DBO

filtrada foi maior que a sem filtração. A aplicação de 70mg/L de sulfato da alumínio gerou efluentes com 79% de material dissolvido.

Para a aplicação de 60mg/L de cloreto férrico apenas duas amostras foram ensaiadas. Observa-se nestas amostras que 32% da matéria orgânica estava em suspensão. A aplicação de 40mg/L de $FeCl_3$ e 0,5mg/l de polímero catiônico gerou efluentes com 27% de matéria orgânica em suspensão e 73% de material dissolvido.

5.4.5. Cor aparente

O parâmetro cor aparente tem grande importância neste estudo porque o Rio Guaxinduba, que recebe o efluente tratado da ETE, descarrega suas águas na Praia Martim de Sá. Se este efluente apresentar excesso de cor aparente, o aspecto estético do Rio e da Praia poderá ser prejudicado. A presença de cor aparente no efluente tratado, indica indiretamente que o processo de coagulação não se desenvolveu completamente e que conseqüentemente será liberado para o ambiente produto químico sem ter reagido completamente, ou seja, sem ter formado os hidróxidos, que são materiais sólidos e que ficam retidos no decantador. O coagulante sendo descarregado para o Rio em outro “formato” poderá reagir no Rio ou na Praia, formar os hidróxidos, flocular e assim provocar o aumento de sólidos nestes meios aquáticos. A Tabela 5.22 mostra os índices estatísticos das análises de cor aparente. A Figura 5.31 apresenta os resultados no formato de gráfico “Box-plot”, e a eficiência de remoção está ilustrada na Figura 5.32.

Tabela 5.22 – Índices estatísticos dos resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Cor aparente (UC)						
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	16	5	4	4	2	4
Média	145	160	101	88	22	63
Mínimo	84	114	46	34	21	33
Máximo	201	200	199	158	23	86
Desvio Padrão	29	35	67	56	1	24

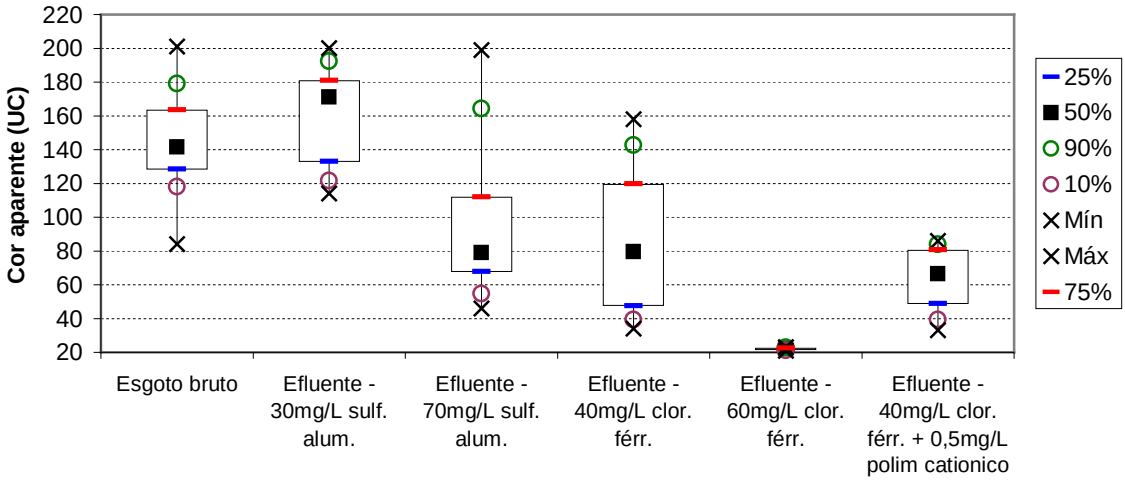


Figura 5.31 – Resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

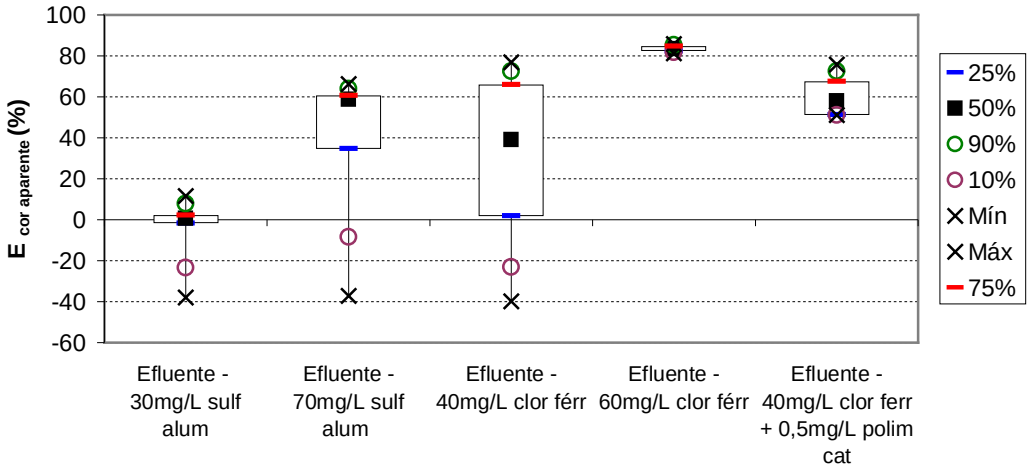


Figura 5.32 – Eficiência de remoção de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

A Figura 5.31 mostra que a dosagem de 30mg/L de sulfato de alumínio praticamente não removeu cor aparente e para algumas amostras o sulfato de alumínio acrescentou cor. A dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio foi mais eficiente, porém para 10% das amostras também acrescentou cor e o desvio padrão foi elevado. A dosagem de 40mg/L de cloreto férrico apresentou-se instável com desvio padrão elevado.

Para os efluentes que receberam a dosagem de 60mg/L de cloreto férrico apenas duas amostras foram analisadas e apresentaram eficiência de remoção média de 84%. A aplicação de 40mg/L de $FeCl_3$ e 0,5mg/L de polímero catiônico apresentou remoção de cor aparente entre 50 e 78%.

5.4.6. Turbidez

A Tabela 5.23 mostra os resultados dos índices estatísticos das análises de turbidez das amostras ensaiadas. A Figura 5.33 apresenta os resultados no formato de gráfico "Box-plot", e a eficiência de remoção está ilustrada na Figura 5.34.

Tabela 5.23 – Índices estatísticos dos resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	Turbidez (NTU)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alum**	**Efluente - 70mg/L Sulf alum**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	17	5	4	5	3	4
Média	47	41	28	13	11	7
Mínimo	28	29	8	3	2	3
Máximo	93	56	61	21	28	9
Desvio Padrão	16	10	24	8	15	3

O valor médio de turbidez do esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 50mg/L foi 47 NTU, o valor de 50% das amostras ficou no intervalo de 36 a 52 NTU e o valor máximo foi 93 NTU.

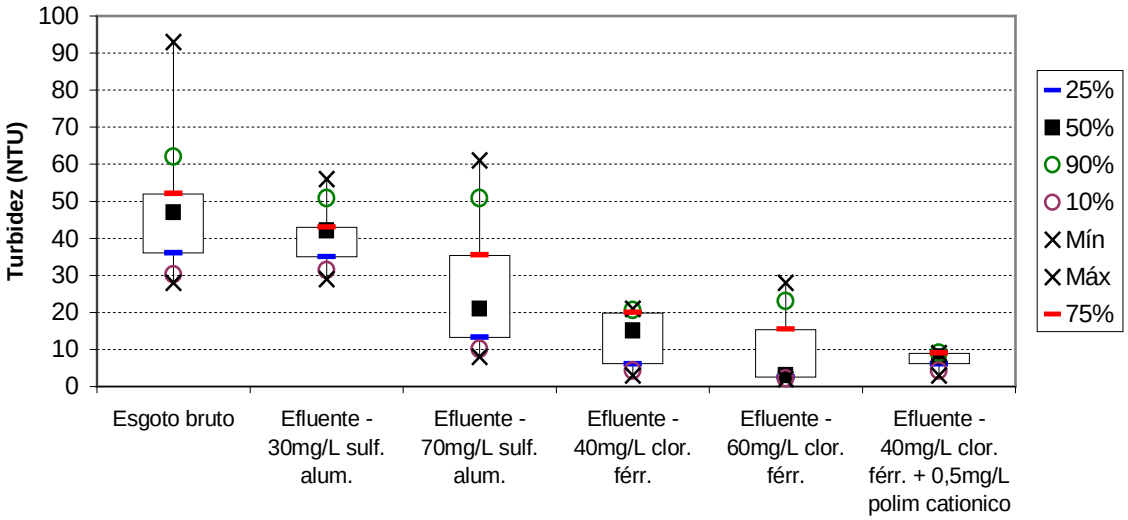


Figura 5.33 - Resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

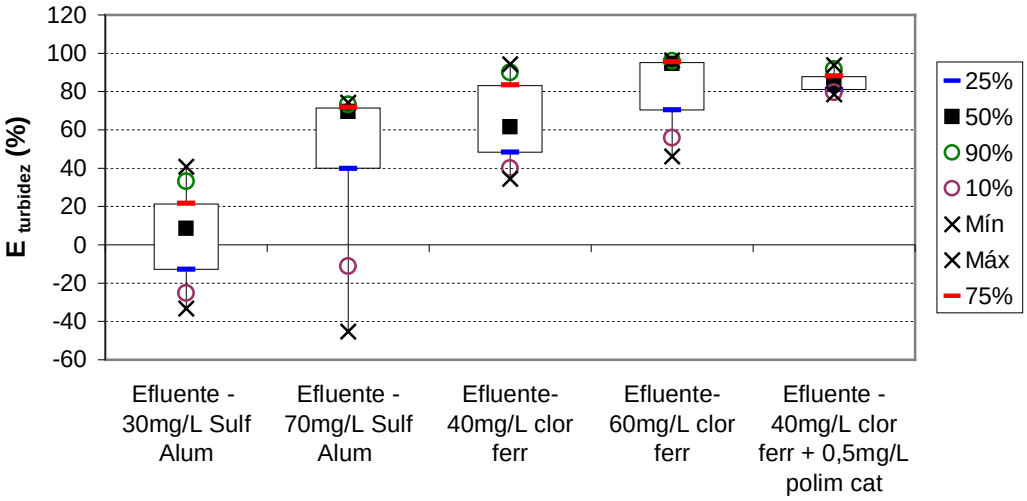


Figura 5.34 - Eficiência de remoção de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Analisando os dados acima, mais uma vez percebe-se que a aplicação de 40mg/L de $FeCl_3$ mais 0,5mg/L de polímero catiônico apresentou melhor resultado comparado às demais dosagens, o desvio padrão foi menor, não ocorreu acréscimo de turbidez e a eficiência media de remoção

foi 85%.. A aplicação de 30mg/L de sulfato de alumínio removeu turbidez em metade das amostras e acrescentou para a outra metade. A dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio teve melhor comportamento que a de 30mg/L, mas também acrescentou turbidez em uma amostra. A aplicação de cloreto férrico proporcionou maior remoção de turbidez comparado com o sulfato de alumínio. A aplicação de 60mg/L teve eficiência de remoção superior à aplicação de 40mg/L de cloreto férrico.

DEMIR (1995), embora não tenha citado em seu trabalho a aplicação de qualquer produto químico, obteve eficiência de remoção de turbidez de 50%, ou seja, menor que as eficiências médias alcançadas nesta pesquisa, que foram de 64%, 79% e 85% com a aplicação respectivamente de 40mg/L de $FeCl_3$, 60mg/L de $FeCl_3$ e 60mg/L de $FeCl_3$ mais 0,5 mg/L de polímero catiônico.

5.4.7. Sólidos suspensos totais

A análise de sólidos suspensos totais foi realizada e os índices estatísticos dos resultados estão na Tabela 5.24. Os resultados estão ilustrados no gráfico da Figura 5.35 e a eficiência de remoção está na Figura 5.36.

Tabela 5.24 – Índices estatísticos das concentrações de SST dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)						
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	14	4	3	4	2	4
Média	68	56	24	52	31	15
Mínimo	34	20	12	22	6	14
Máximo	140	100	36	88	55	26
Desvio Padrão	29	33	12	29	34	9

O valor médio de SST nas amostras de esgoto bruto utilizadas nos ensaios foi 68mg/L e 50% das amostras tiveram concentrações de SST dentro do intervalo de 43 e 77mg/L, os valores das concentrações máxima e mínima estão indicados na Tabela 5.24.

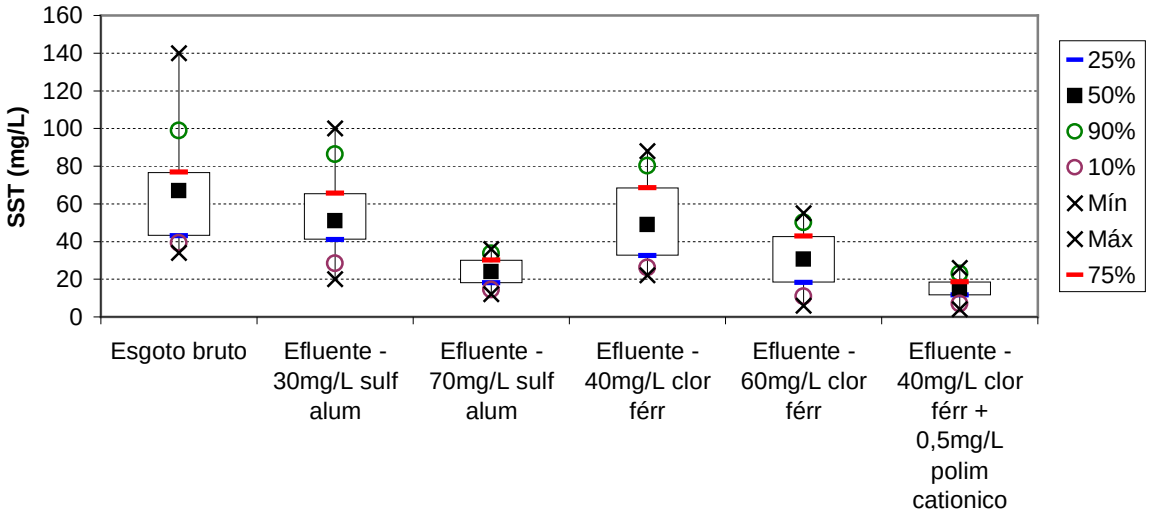


Figura 5.35 - Resultados de SST dos ensaios com esgoto bruto de 50mg/L de DBO

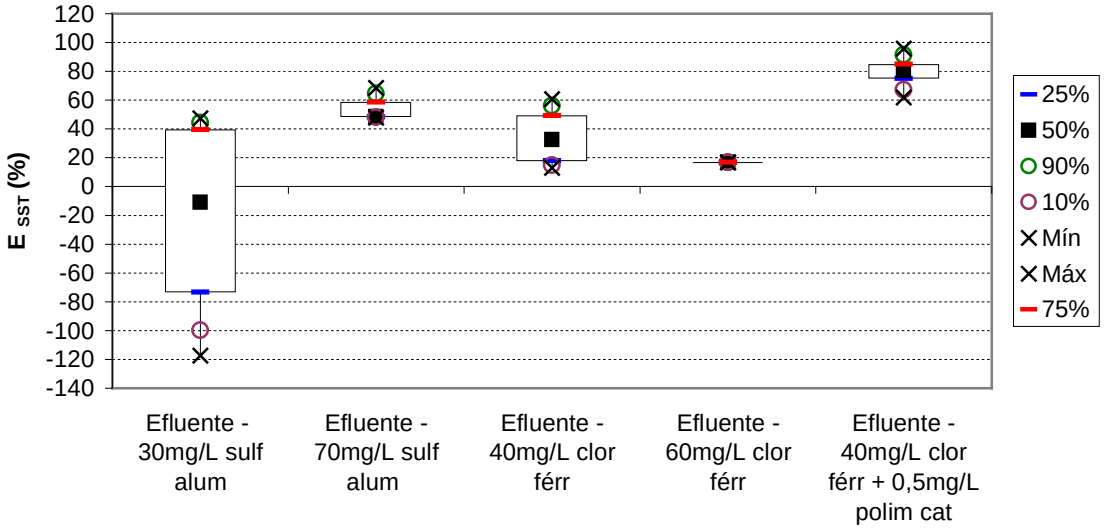


Figura 5.36 - Eficiência de remoção de SST dos ensaios com esgoto bruto de 50mg/L de DBO

Percebe-se que os resultados de remoção de sólidos suspensos totais foram parecidos com os resultados de turbidez. A dosagem de 30mg/L de sulfato de alumínio acrescentou turbidez para metade das amostras e removeu para a outra metade, a variação nos resultados demonstrou que o sistema não operou de forma estável provavelmente devido à formação de flocos leves. A aplicação 70mg/L de sulfato de alumínio removeu cerca de 50% de SST e não ocorreu o acréscimo de SST no efluente tratado. A eficiência média de remoção proporcionada pela aplicação de 40mg/L de cloreto férrico foi de 30%. Para a aplicação de 60mg/L de cloreto férrico foi possível analisar a eficiência de remoção de apenas uma amostra e o resultado foi a remoção de 17% de SST.

A remoção média de SST proporcionada pela dosagem de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico foi de 80%, valor igual para a remoção de turbidez. Comparando-se esta eficiência de remoção com as eficiências indicadas em bibliografia nota-se que o desempenho obtido foi compatível com tais referências.

5.4.8. Sólidos suspensos voláteis

Os resultados dos índices estatísticos das análises de SSV estão na Tabela 5.25. Os resultados das análises de sólidos suspensos voláteis estão ilustrados na Figura 5.37 e a eficiência de remoção de SSV proporcionada pelo tratamento está na Figura 5.38.

Tabela 5.25 – Índices estatísticos das concentrações de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)						
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº dados	13	4	3	4	1	4
Média	51	35	19	30	38	13
Mínimo	24	15	10	17	38	7
Máximo	90	56	34	49	38	24
Desvio Padrão	20	17	13	14		8

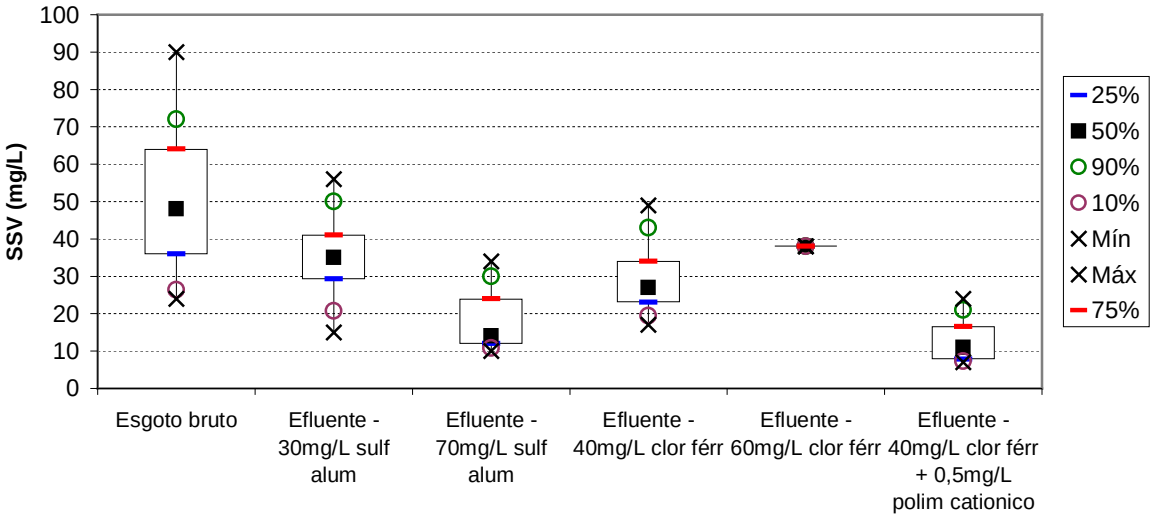


Figura 5.37 – Resultados de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

A concentração média de SSV no esgoto bruto foi 51mg/L e os resultados de 50% das amostras ficaram entre 36 e 64mg/L.

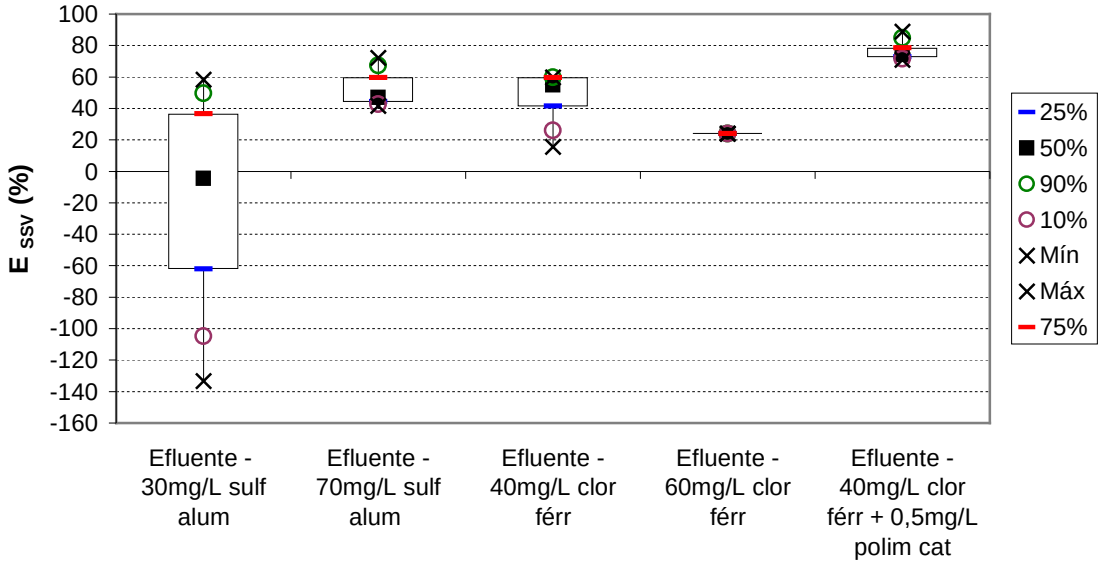


Figura 5.38 - Eficiência de remoção de sólidos suspensos voláteis nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/l de DBO

Os resultados das eficiências de remoção foram semelhantes aos resultados de SST e turbidez. A aplicação de 30mg/L de sulfato de alumínio acrescentou SSV para metade das amostras, 70mg/L de sulfato de alumínio apresentou eficiência de remoção em torno de 50% e 40 mg/L de cloreto férrico removeu em média 50% de SSV. Para a dosagem de 60mg/L de cloreto férrico só foi analisada uma amostra e sua eficiência de remoção foi de 24%. A dosagem de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico apresentou eficiência média de remoção de 77%.

5.4.9. Sólidos suspensos fixos

Os índices estatísticos das análises de sólidos suspensos fixos no esgoto bruto e efluente tratado estão na Tabela 5.26 e os resultados estão ilustrados na Figura 5.39 e a eficiência de remoção de SSF está apresentada na Figura 5.40. De modo geral os resultados obtidos mostram que a aplicação de produto químico aumenta o teor de sólidos suspensos fixos. Estes sólidos são

provenientes da precipitação dos sais metálicos, com a manutenção em solução de íons cloreto no caso de cloreto férrico ou sulfato no caso do sulfato de alumínio.

Tabela 5.26 – Índices estatísticos das concentrações de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.

Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)						
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº dados	13	4	3	4	1	4
Média	19	20	5	22	17	5
Mínimo	2	5	2	5	17	0
Máximo	50	44	10	59	17	9
Desvio Padrão	12	17	5	25		5

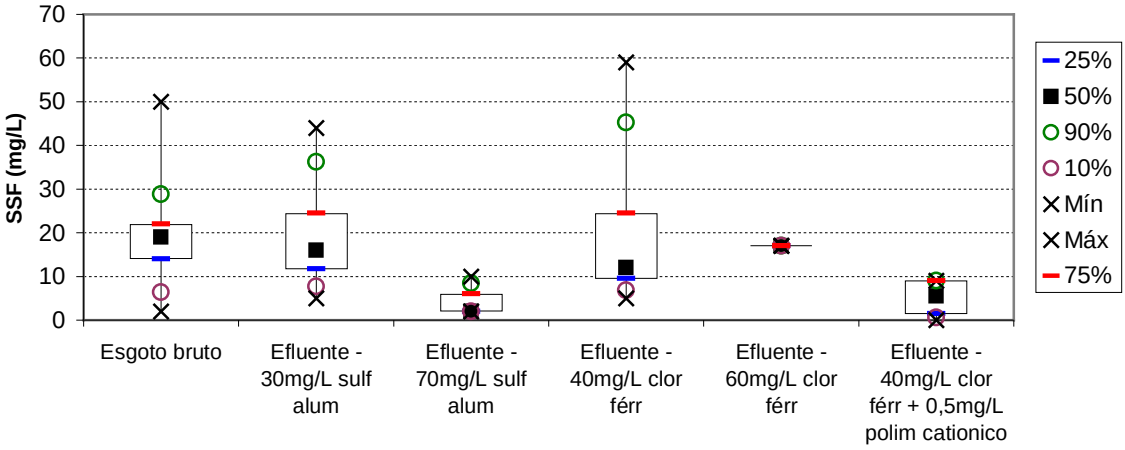


Figura 5.39 - Resultados de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

O resultado médio das análises de SSF realizadas no esgoto bruto foi 19mg/L e o valor dos resultados de 50% das amostras analisadas ficaram entre 14 e 22mg/L.

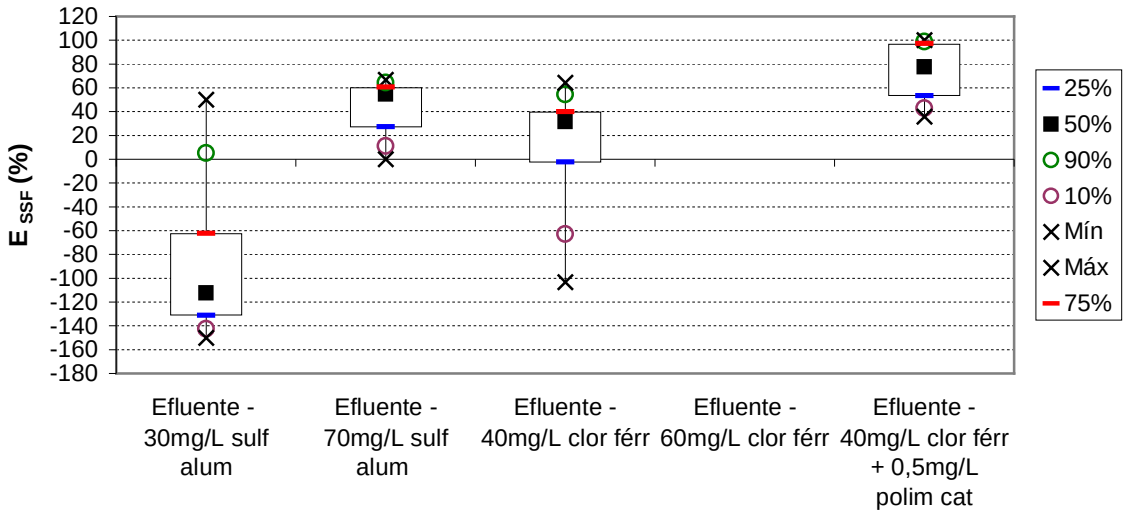


Figura 5.40 – Eficiência de remoção de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Para os efluentes que receberam a dosagem de 30mg/L de sulfato de alumínio ocorreu aumento no nível de sólidos suspensos fixos em 75% das amostras. Para a dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio apenas três amostras foram analisadas, sendo que em uma amostra não ocorreu remoção de sólidos fixos, uma vez que no esgoto bruto a quantidade de sólidos fixos era 2mg/L, para as outras duas amostras a remoção foi de 55 e 67%. Uma amostra que recebeu 40mg/L de cloreto férrico obteve teor de SSF maior que antes do tratamento e nas outras amostras a remoção de SSF variou de 31 a 64%. A aplicação de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L removeu, em média 80% de SSF com variação de 36 a 100% de remoção.

5.4.10. Fósforo total

Os índices estatísticos das concentrações de fósforo total estão na Tabela 5.27 e os resultados obtidos estão na Figura 5.41. A porcentagem de remoção de fósforo está ilustrada na Figura 5.42.

Tabela 5.27 – Índices estatísticos das concentrações de fósforo total nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	Fósforo (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº dados	16	4	3	5	4	4
Média	2,31	1,29	1,27	1,56	0,82	0,62
Mínimo	0,80	0,62	0,50	1,25	0,32	0,14
Máximo	4,45	2,35	2,08	1,99	2,00	0,97
Desvio Padrão	0,88	0,80	0,79	0,31	0,79	0,35

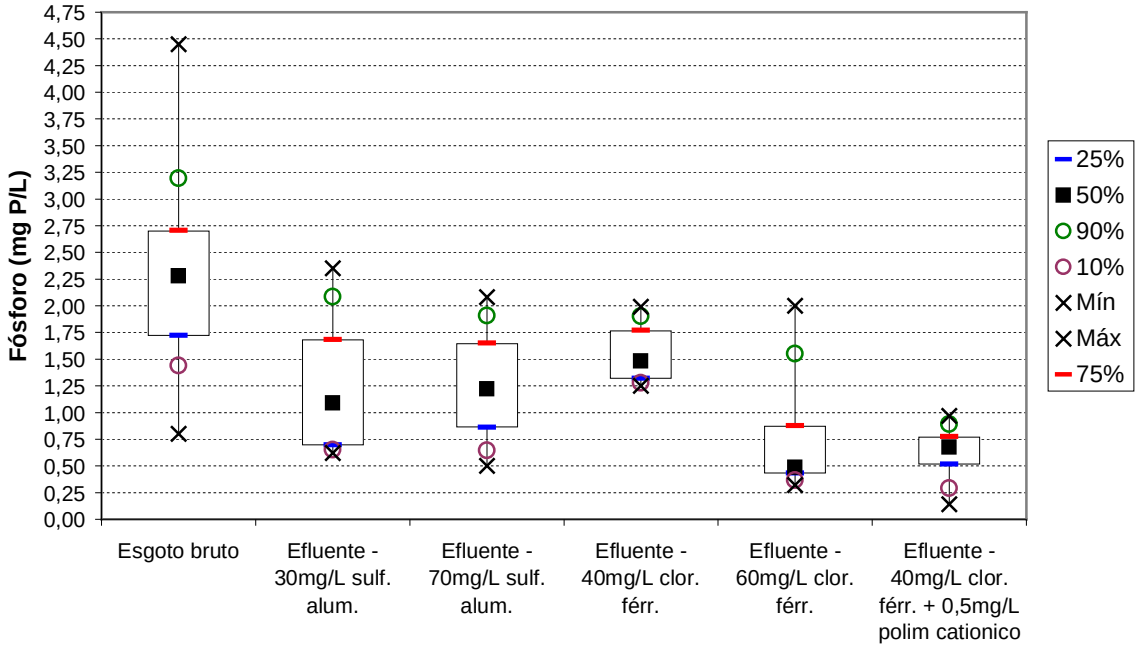


Figura 5.41 – Resultados das concentrações de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO.

Nas análises efetuadas no esgoto bruto o valor médio da concentração de fósforo foi 2,31 mg P/L e o valor de metade das amostras analisadas ficou entre 1,72 e 2,71 mg P/L.

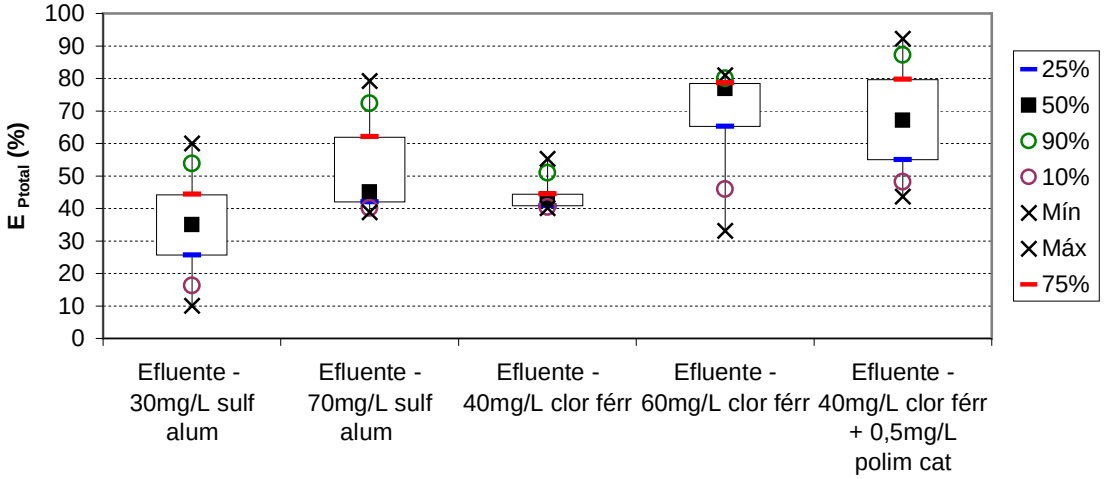


Figura 5.42 - Eficiência de remoção de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

A aplicação de 30mg/L de sulfato de alumínio removeu em média 35% de fósforo total. A dosagem de 70 mg/L de sulfato de alumínio removeu em média 54%. Os resultados da aplicação de 40mg/L de cloreto férrico apresentaram menor desvio padrão comparada às demais dosagens. A eficiência de remoção de fósforo total foi 45%.

Os efluentes tratados com 60mg/L de $FeCl_3$ apresentaram concentração média de fósforo igual a 0,82 mg/L com remoção média de 67%. Para os efluentes tratados com 40mg/L de $FeCl_3$ o tratamento físico químico apresentou eficiência média de remoção de fósforo igual a 68% e a concentração média no efluente final foi 0,62mg/L.

A medição do parâmetro fósforo total no efluente final não está estabelecida em legislação, o que se tem é o limite, para rios classe 2, de 0,10 mg P/L (CONAMA 357, 2005).

5.4.11. pH

Foram efetuadas análises de pH no esgoto bruto e na etapa de coagulação do efluente logo após a mistura rápida. Os índices estatísticos estão na Tabela 5.28 e os resultados estão ilustrados na Figura 5.43.

Tabela 5.28 – Índices estatísticos dos resultados de pH nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	pH					
Amostra	**Esgoto bruto**	**pH coag - 30mg/L Sulf alumínio**	**pH coag - 70mg/L Sulf alumínio**	**pH coag - 40mg/L $FeCl_3$**	**pH coag- 60mg/L $FeCl_3$**	**pH coag - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº dados	16	4	3	5	3	4
Média	6,95	7,10	6,86	6,86	6,34	6,83
Mínimo	6,33	6,96	6,45	6,77	5,87	6,73
Máximo	7,35	7,24	7,21	7,01	6,61	6,94
Desvio Padrão	0,24	0,16	0,38	0,10	0,41	0,09

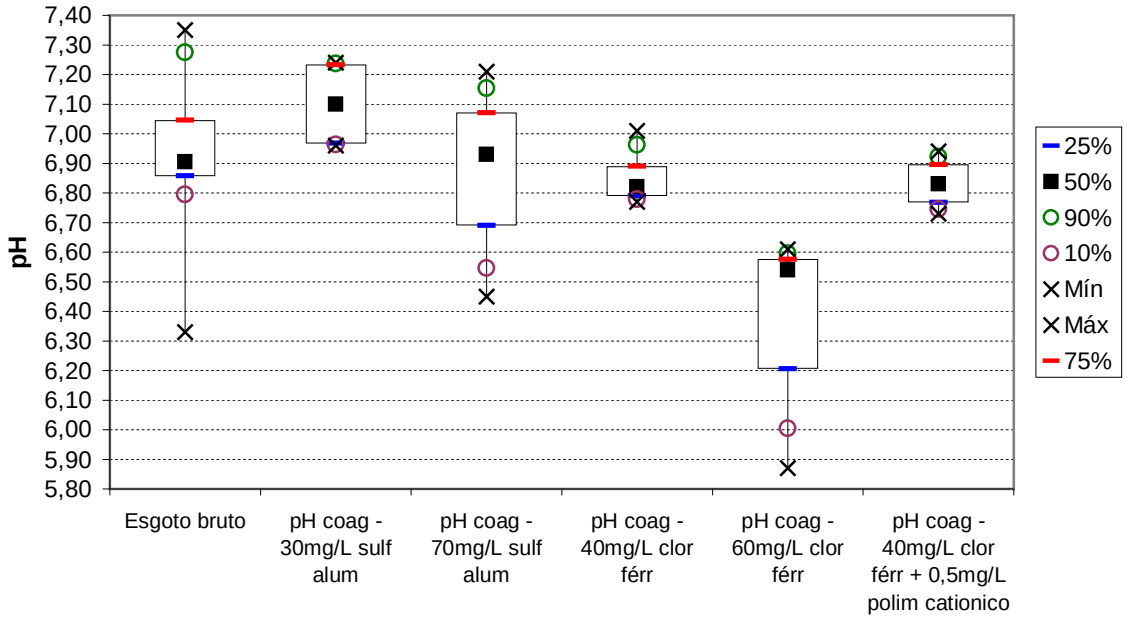


Figura 5.43 - Resultados do pH do esgoto bruto e de coagulação dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Os resultados mostram que a adição de sal metálico em esgoto doméstico provoca queda mínima de pH, devido ao efeito tampão que o esgoto possui. Em relação ao cloreto férrico, optou-se em não utilizar alcalinizante para elevar o pH pois os ensaios jarteste indicaram menor desempenho com sua utilização.

5.4.12. Alcalinidade

Em processo tratamento físico-químico ocorre o consumo de alcalinidade nas reações químicas. Para avaliar se o tratamento de esgoto doméstico possuía alcalinidade suficiente para ocorrência das reações, este parâmetro foi analisado. A Tabela 5.29 mostra os índices estatísticos e a Figura 5.44 ilustra os resultados das análises de alcalinidade. A porcentagem de consumo de alcalinidade está indicada no gráfico da Figura 5.45.

Tabela 5.29 – Índices estatísticos das concentrações de alcalinidade nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	17	4	4	5	3	4
Média	124	105	112	94	74	97
Mínimo	48	42	78	72	17	67
Máximo	169	139	149	132	125	123
Desvio Padrão	32	43	29	24	54	25

Para os resultados de alcalinidade do esgoto bruto, 50% das amostras ensaiadas tiveram seus resultados no intervalo de 119 a 144 mg$CaCO_3$/L, e o valor médio foi 124 mg$CaCO_3$/L.

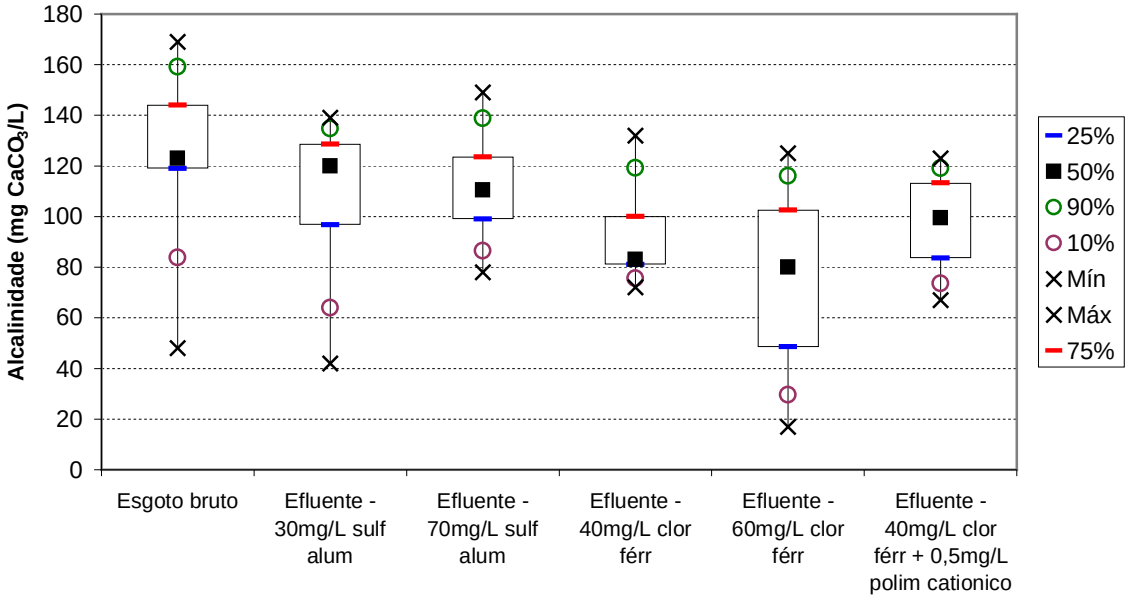


Figura 5.44 - Resultados das concentrações de alcalinidade nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

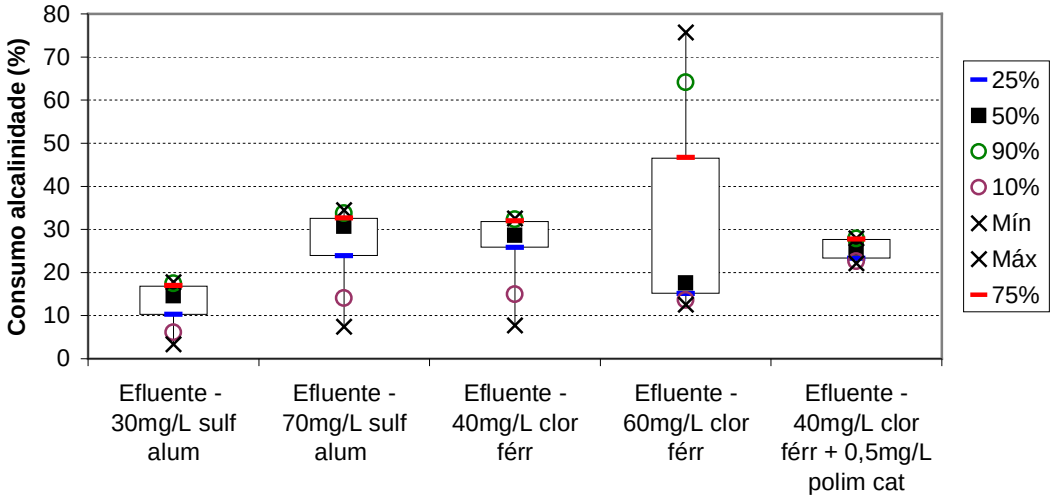


Figura 5.45 - Consumo de alcalinidade nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

As Figuras mostram que o esgoto bruto apresenta alcalinidade suficiente para a ocorrência das reações. A aplicação de 30mg/L de sulfato de alumínio consumiu cerca de 15% de alcalinidade do esgoto bruto, já a aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio consumiu em média 30%, assim como a aplicação de 40mg/L de cloreto férrico. Os resultados da aplicação de

60mg/L de cloreto férrico apresentaram desvio padrão elevado comparado com as outras dosagens. A aplicação de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico foi dosagem que apresentou menor variação no consumo de alcalinidade, sendo o consumo médio em torno de 25%.

5.4.13. Condutividade

A condutividade das amostras foi analisada, e os índices estatísticos estão apresentados na Tabela 5.30, e os resultados estão ilustrados na Figura 5.46. Percebe-se que no tratamento físico-químico ocorre um pequeno aumento na condutividade dos efluentes devido à dissociação dos sais aplicados. O acréscimo de condutividade variou de 2 a 20%.

Tabela 5.30 – Índices estatísticos dos resultados de condutividade nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	Condutividade µs/cm					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	17	5	4	5	3	4
Média	395	391	439	480	397	444
Mínimo	155	186	405	319	255	406
Máximo	768	537	523	800	601	481
Desvio Padrão	127	128	56	191	181	31

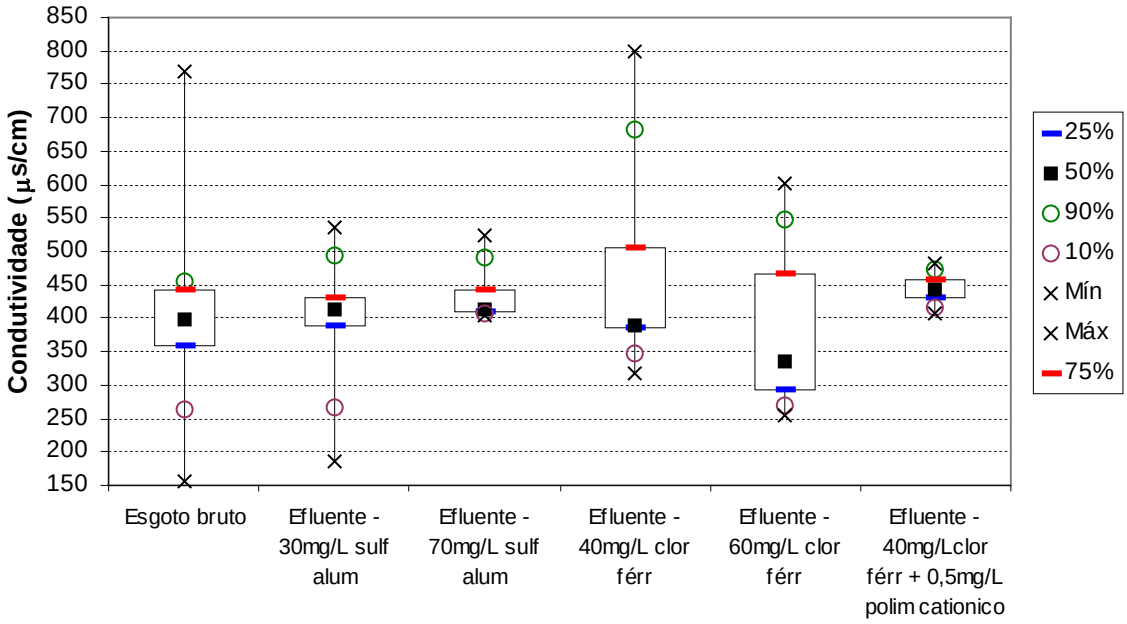


Figura 5.46 – Resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

5.4.14. Ferro total

Durante os ensaios foi analisada a concentração de ferro total no esgoto bruto e nos efluentes dos ensaios onde se aplicou cloreto férrico para verificar se ocorreu aumento de ferro total no efluente final. A Tabela 5.31 apresenta os índices estatísticos e a Figura 5.47 ilustra os resultados obtidos.

Tabela 5.31 – Índices estatísticos das concentrações de ferro total nos ensaios com esgoto bruto a 50 mg/L de DBO

	Ferro total (mg/L)			
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 40mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
Nº amostras	11	5	4	4
Média	4,12	2,35	1,23	2,54
Mínimo	2,53	1,22	0,75	1,04
Máximo	6,20	5,40	1,52	4,10
Desvio Padrão	1,10	1,72	0,35	1,34

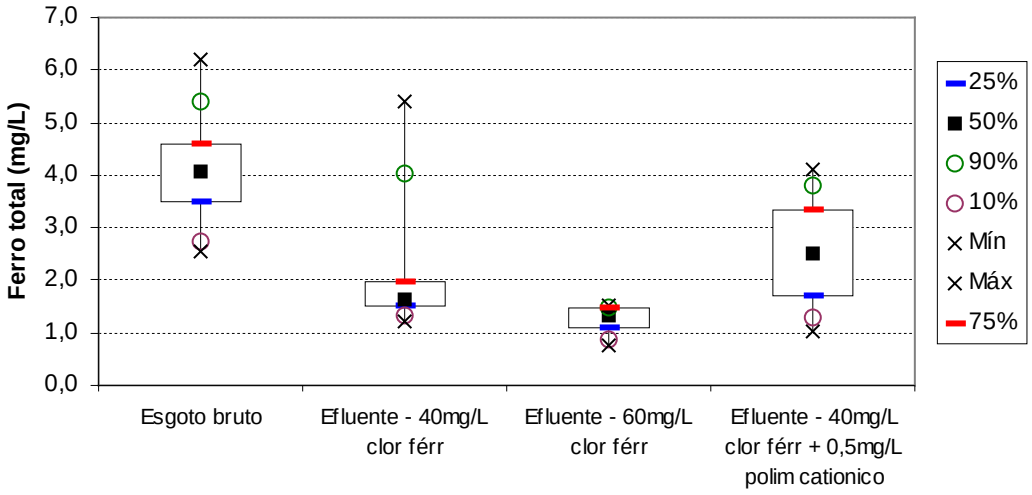


Figura 5.47 – Resultados de ferro total nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

A média dos resultados das análises de ferro total no esgoto bruto foi 4,12mg/L e 50% dos resultados das amostras ensaiadas ficou no intervalo entre 3,49 e 4,59mg/L. Observa-se que não ocorreu aumento do teor de ferro no efluente final quando se aplica o cloreto férrico, e em algumas amostras promoveu a remoção de ferro total do esgoto bruto.

5.4.15. Alumínio total

Foi analisada a concentração de alumínio total presente nas amostras dos efluentes dos ensaios onde foi aplicado sulfato de alumínio. A Tabela 5.32 mostra os índices estatísticos e a Figura 5.48 ilustra os resultados obtidos. Comparando-se os dois efluentes, as amostras provenientes da aplicação de 30mg/L de sulfato de alumínio apresentaram teor de alumínio um pouco maior que os efluentes onde foram aplicados 70mg/L de sulfato de alumínio. Pode-se entender que tal fato ocorreu porque a dosagem de 30mg/L foi insuficiente para ocorrer uma boa coagulação e floculação, ocasionando a sobra de alumínio no efluente. Como no geral a aplicação

de 70mg/L apresentou melhores resultados para remoção de material do esgoto, é possível que parte do alumínio tenha sido removido com lodo do decantador.

Tabela 5.32 – Índices estatísticos das concentrações de alumínio total nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

	Alumínio total (mg/L)	
Amostra	**Efluente - 30mg/L Sulfato alumínio**	**Efluente - 70mg/L Sulfato alumínio**
Nº amostras	5	3
Média	1,16	1,02
Mínimo	0,94	0,59
Máximo	1,44	1,60
Desvio Padrão	0,21	0,52

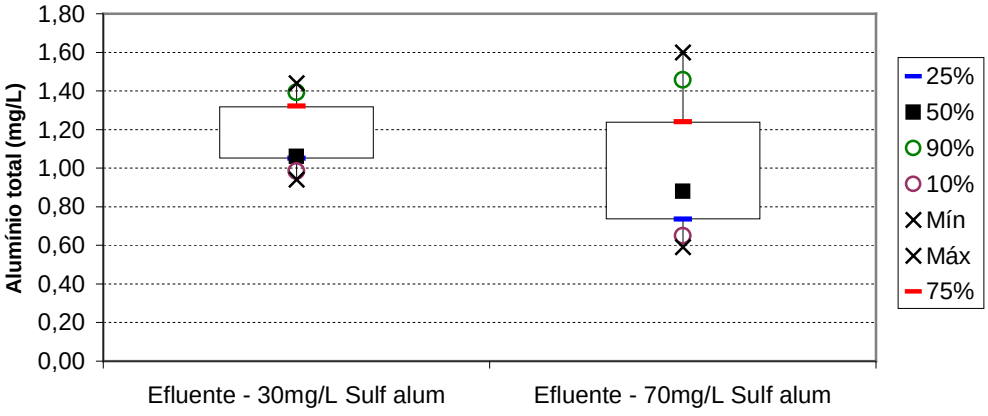


Figura 5.48 – Resultados de alumínio total nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

Não existe padrão de lançamento para o parâmetro alumínio total. A Resolução CONAMA 357 estabelece limite para o corpo d'água receptor. Para os rios classe 2, o limite máximo admissível é 0,1mg Al/L para a concentração de alumínio dissolvido.

5.4.16. Lodo do decantador

As amostras de lodo formado no fundo do decantador foram coletadas para serem analisados as concentrações de sólidos suspensos, a velocidade de decantação, e determinado o índice volumétrico do lodo. As amostras foram coletadas no final do ensaio, após a coleta do efluente tratado e com o fluxo de líquido interrompido. Após a interrupção da operação da estação piloto aguardou-se cerca de 03 minutos para se efetuar a coleta do lodo.

Nos testes com aplicação 30mg/L de sulfato de alumínio não ocorreu a formação de manto de lodo, portanto não foi efetuado qualquer ensaio no lodo correspondente a esta dosagem. Para dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio, realizou-se ensaios em 03 amostras, os resultados referentes à sedimentabilidade estão na Figura 5.49

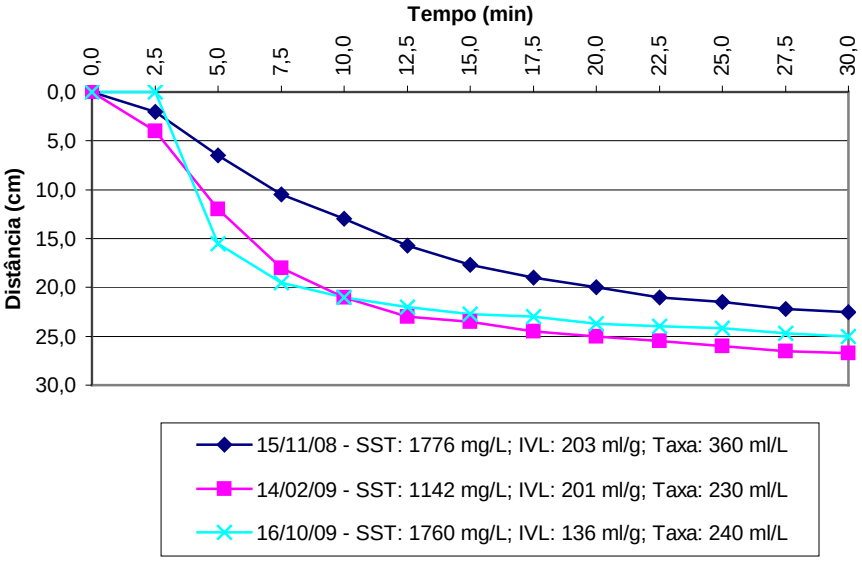


Figura 5.49 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 70mg/L sulfato alumínio.

Comparando-se os valores de sólidos suspensos totais da Figura 5.53 com os valores da Tabela 5.7 e Figura 5.16, que correspondem aos sólidos suspensos totais dos tanques de aeração, observa-se que a quantidade de sólidos é menor para o tratamento com dosagem de 70mg/L de

sulfato de alumino. Os valores de IVL indicam, de acordo com VON SPERLING (1996b), que a sedimentabilidade de duas amostras são classificadas como ruins e uma como média.

A sedimentabilidade do lodo referente à dosagem de 40 mg/L de cloreto férrico está representada na Figura 5.50.

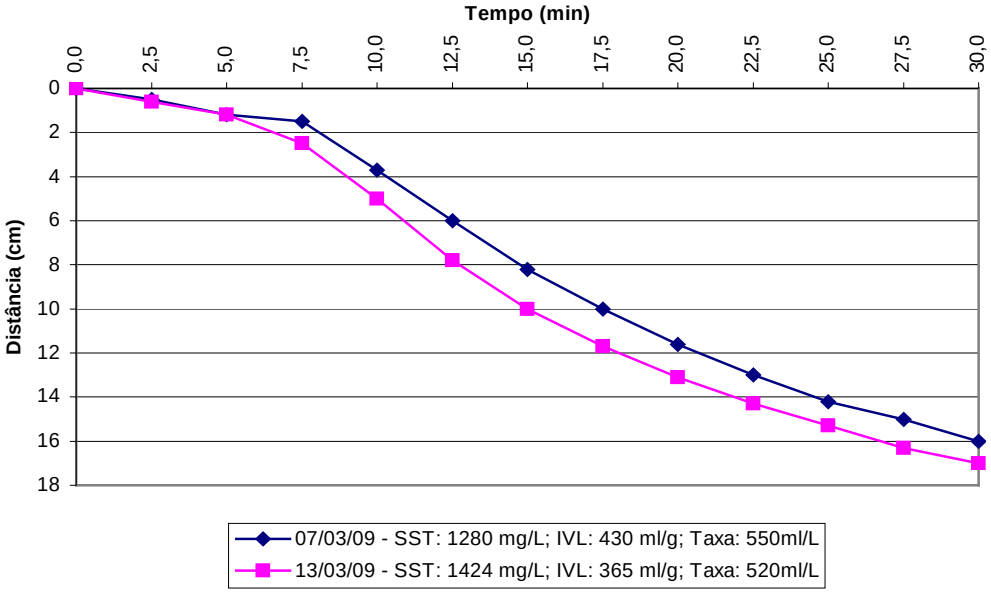


Figura 5.50 – Sedimentabilidade do lodo do decantador nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 40mg/L de cloreto férrico

O comportamento das duas amostras ensaiadas foi semelhante. A sedimentabilidade foi classificada como péssima, de acordo com VON SPERLING (1996b). Comparando os resultados de SST com os valores da Tabela 5.7 e Figura 5.16, observa-se que a quantidade de sólidos suspensos totais produzidos neste tratamento físico-químico é praticamente a metade dos sólidos presentes no licor misto do tanque de aeração.

Duas amostras foram ensaiadas para a dosagem de 60mg/L de cloreto férrico e os resultados da sedimentabilidade estão ilustrados na Figura 5.51. A Figura mostra que as amostras tiveram comportamentos diferentes devido à quantidade de sólidos suspensos totais presentes. Durante a verificação da sedimentabilidade no ensaio da proveta de 1000mL da amostra do dia 24/04/09,

observou-se que o sobrenadante clarificado ficou amarelado e com manchas parecidas com gasolina e óleo.

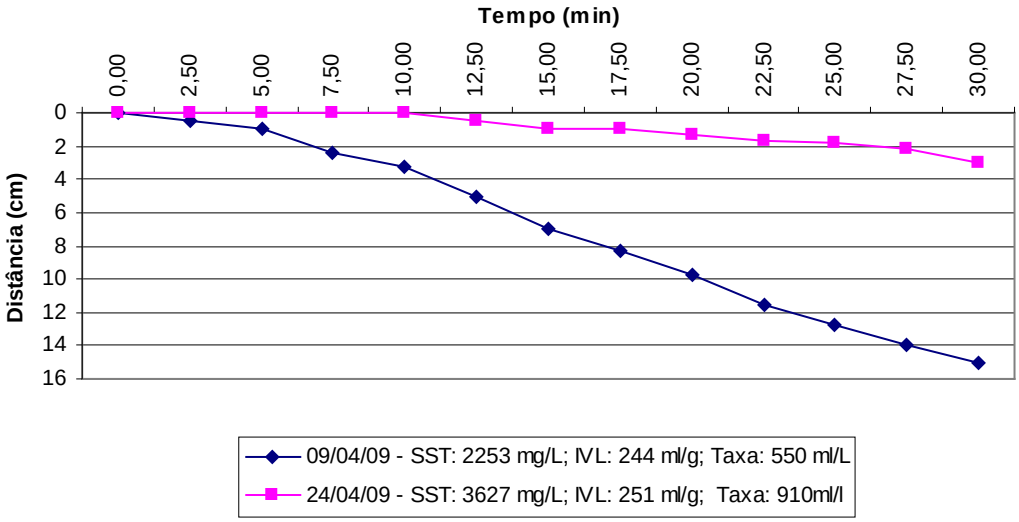


Figura 5.51 – Sedimentabilidade do lodo do decantador nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de cloreto férrico

As amostras de lodo provenientes da aplicação de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5 mg/L de polímero catiônico apresentaram menor sedimentabilidade no ensaio efetuado na proveta de 1000ml conforme ilustrado na Figura 5.52. De acordo com VON SPERLING (1996b) as amostras tiveram sedimentabilidade ruim e péssima.

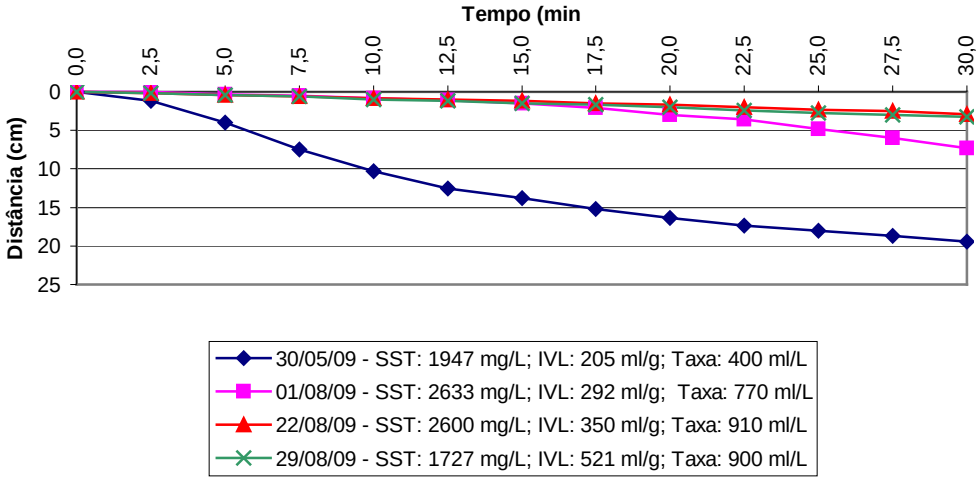


Figura 5.52 – Sedimentabilidade do lodo do decantador nos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico.

5.5. Resultados dos ensaios da estação piloto utilizando esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 100 mg/L

Nestes ensaios foram utilizadas 18 amostras diferentes de esgoto bruto, sendo que 05 amostras foram diluídas com água potável na faixa de 25 a 50%, para se enquadrar ao valor de DBO estudada. Os resultados estão no ANEXO K.

5.5.1. Demanda Química de Oxigênio

Os índices estatísticos das análises de DQO estão na Tabela 5.33 e os resultados obtidos estão na Figura 5.53. A porcentagem de remoção de DQO do esgoto bruto está ilustrada na Figura 5.54.

Tabela 5.33 – Índices estatísticos das concentrações de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Demanda Quimica de Oxigênio (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polímero cationico**
nº dados	18	4	5	5	4
Média	226	126	137	87	82
Mínimo	174	70	55	38	46
Máximo	297	179	202	147	98
Desvio Padrão	29	48	57	45	24

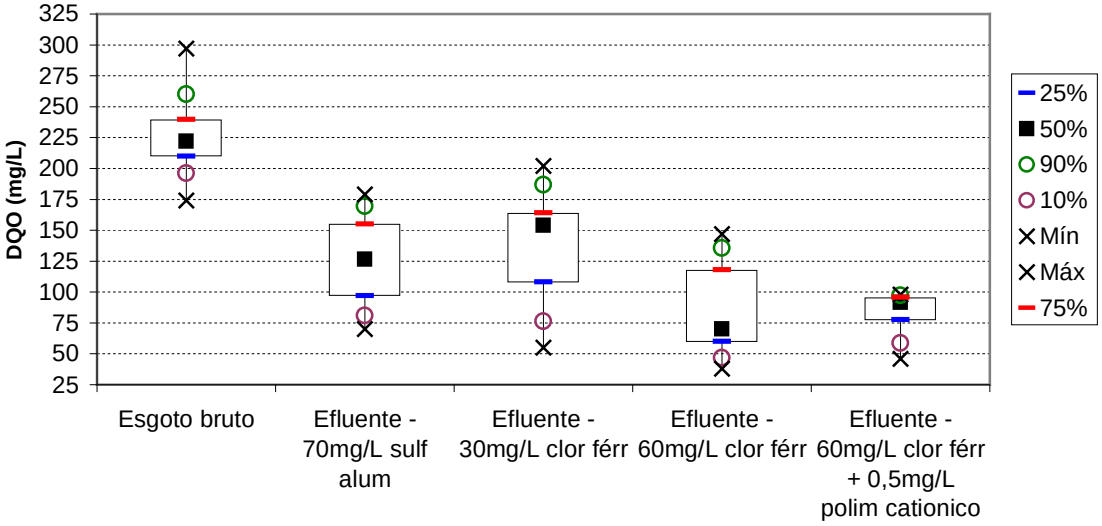


Figura 5.53 – Resultados de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

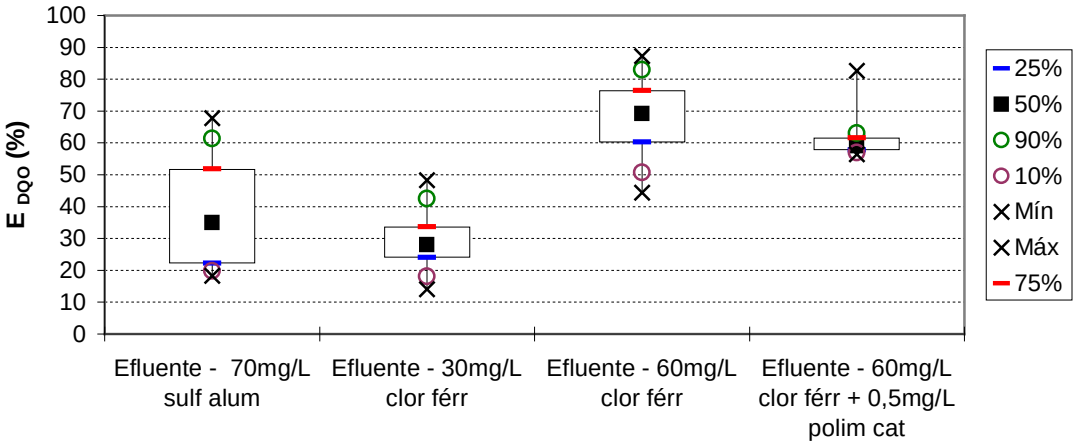


Figura 5.54 – Eficiência de remoção de DQO dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

As figuras mostram que a dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio apresentou variação de 18 a 68% na remoção de DQO; os ensaios com 30mg/L de cloreto férrico tiveram pior desempenho com remoção média de DQO de 30%; a aplicação de 60mg/L de cloreto férrico apresentou remoção média de DQO de 68%, porém com desvio padrão elevado. A dosagem de

60mg/L de cloreto férrico mais 0,5mg/L de polímero catiônico apresentou o menor desvio padrão e eficiência media de remoção de 66%.

5.5.2. Demanda Química de Oxigênio filtrada

Os índices estatísticos das concentrações de DQO filtrada dos efluentes tratados estão indicados na Tabela 5.34 e os resultados ilustrados na Figura 5.55.

Tabela 5.34 – Índices estatísticos das concentrações de DQO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Demanda Quimica de Oxigênio Filtrada (mg/L)				
Amostra	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	2	4	5	4
Média	89	113	60	65
Mínimo	73	91	22	34
Máximo	104	142	110	89
Desvio Padrão	22	23	40	23

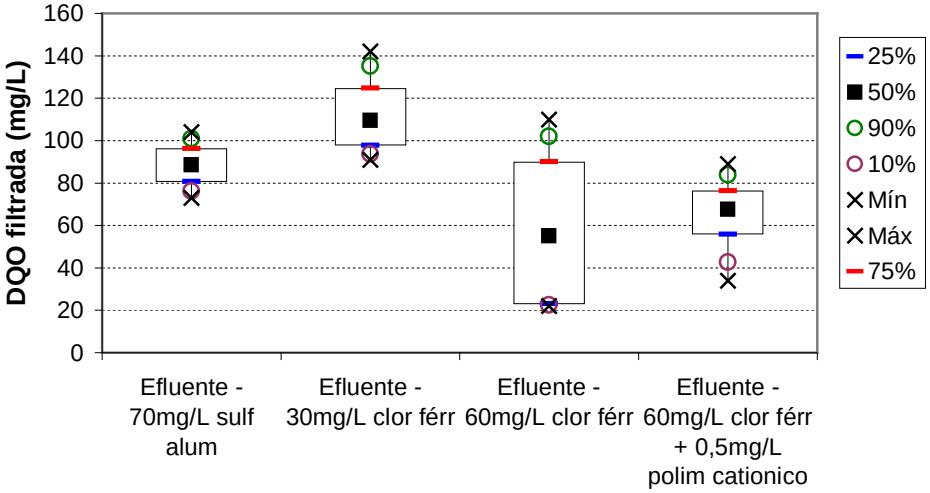


Figura 5.55 – Resultados DQO filtrada dos ensaios com esgoto bruto 100mg/L de DBO

Comparando-se os resultados médios da DQO filtrada com a DQO sem filtração observa-se que para a dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio a DQO solúvel representa 70% da DQO sem filtração. Os efluentes que receberam 30mg/L de cloreto férrico apresentaram 18% de fração de DQO particulada e 82% de DQO solúvel. Os efluentes tratados com 60mg/L de cloreto férrico apresentaram em média porcentagem de DQO solúvel de 69% e esta mesma dosagem acrescida de 0,5mg/L de polímero catiônico obteve DQO solúvel de 80%.

5.5.3. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os índices estatísticos dos resultados das análises de DBO efetuadas no esgoto bruto e efluente estão na Tabela 5.35. Os resultados estão ilustrados na Figura 5.56 e a remoção de DBO está representada na Figura 5.57.

Tabela 5.35 – Índices estatísticos das concentrações de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	18	4	5	5	4
Média	126	76	59	44	48
Mínimo	87	39	24	19	27
Máximo	162	111	89	87	63
Desvio Padrão	23	30	26	26	15

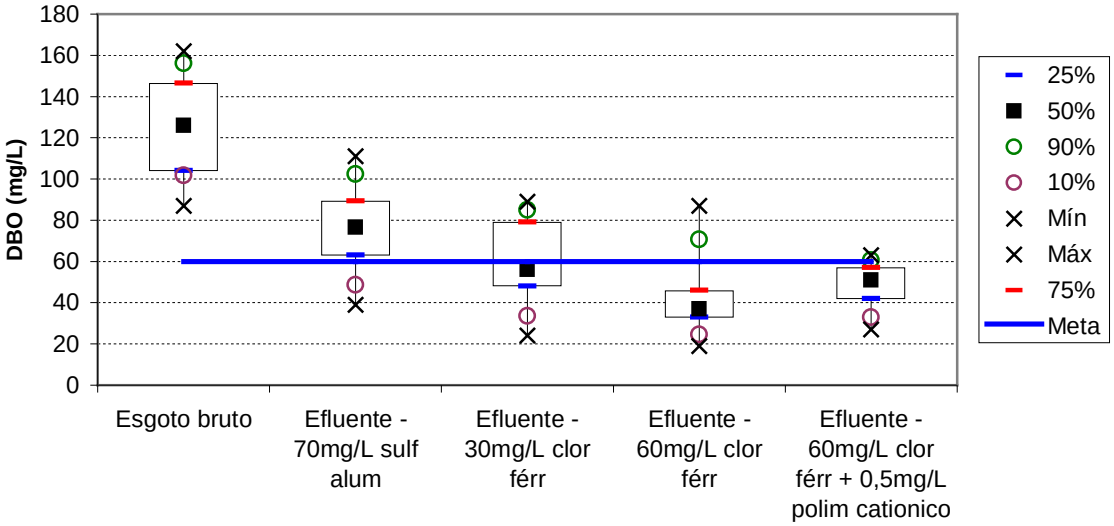


Figura 5.56 – Resultados de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/l de DBO

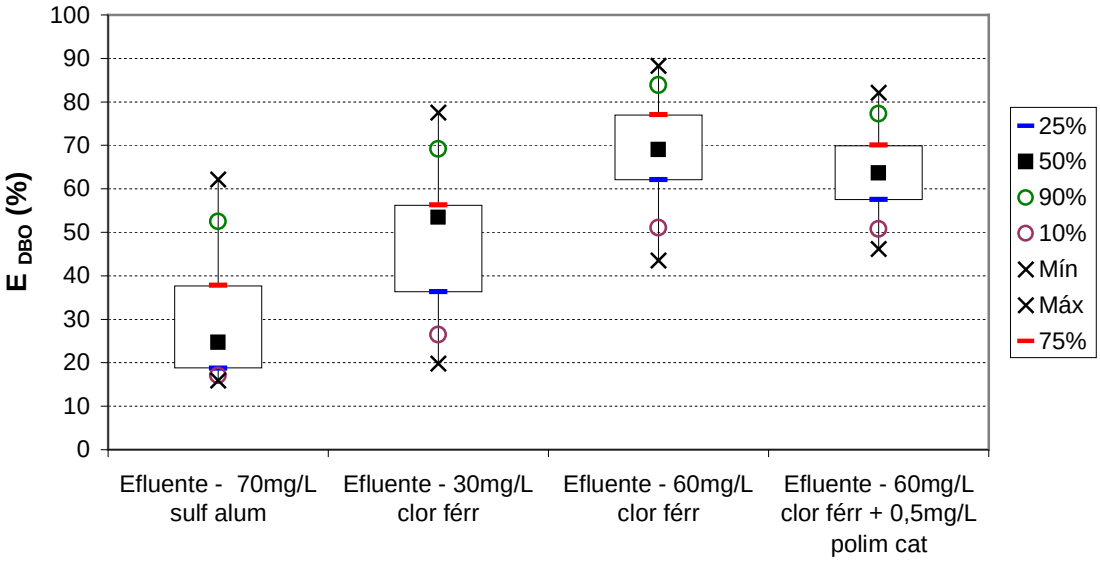


Figura 5.57 – Eficiência de remoção de DBO dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Para os ensaios com a aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio apenas 01 amostra atendeu à meta de DBO, ou seja, foi a dosagem com pior desempenho para remoção de DBO, com remoção média de 32%. Nos ensaios com a aplicação de 30mg/L de cloreto férrico três amostras de efluente atenderam à legislação e duas não, a porcentagem média de remoção foi de

49%. A aplicação de 60mg/L de cloreto férrico apresentou remoção média de 68% de DBO, sendo que uma amostra de efluente tratado não atendeu à legislação e a sua remoção de DBO foi de 44%, abaixo do valor médio de remoção. Quando se aplicou 60mg/L de cloreto férrico junto com 0,5mg/L de polímero catiônico a remoção média de DBO foi 64%, ou seja, um pouco abaixo da aplicação de cloreto férrico sem polímero. Também, uma amostra de efluente apresentou resultado acima de 60mg/L e remoção média de DBO igual a 46%. Os resultados mostraram que quando aplicamos polímero o desvio padrão é menor comparado à aplicação de cloreto férrico sozinho, isto infere que o polímero uniformiza os resultados.

5.5.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada

Os índices estatísticos das análises das concentrações de DBO filtrada dos efluentes tratados estão indicados na Tabela 5.36 e os resultados ilustrados na Figura 5.58. Os comentários abaixo se referem aos valores de DBO filtrada média.

Tabela 5.36 – Índices estatísticos das concentrações de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)				
Amostra	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	3	4	5	4
Média	43	26	32	38
Mínimo	10	19	12	21
Máximo	80	37	75	48
Desvio Padrão	35	8	26	12

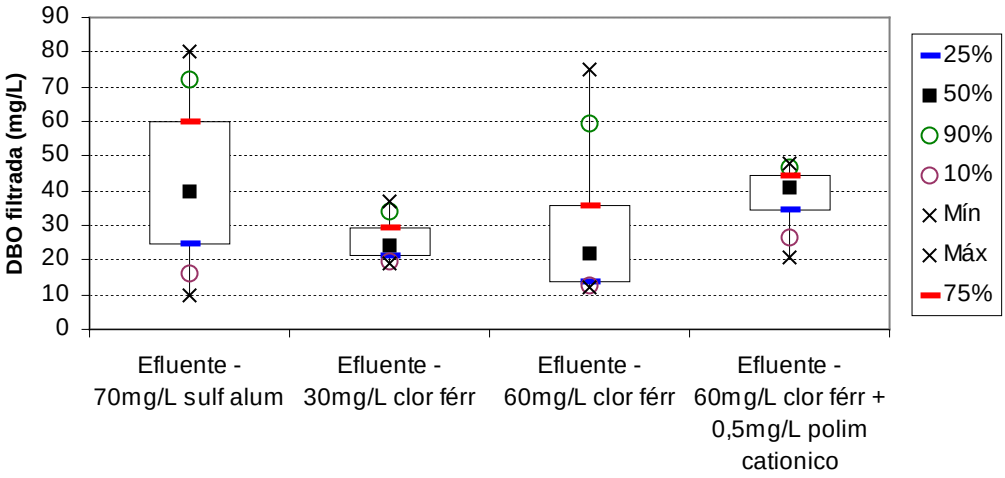


Figura 5.58 – Resultados de DBO filtrada dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

As amostras de efluentes tratados com 70mg/L de sulfato de alumínio apresentaram variação nos resultados de DBO e desvio padrão elevado. Comparando-se o valor médio de DBO filtrada com o valor sem filtrar observa-se que a DBO solúvel representa 56% da DBO total. Para os efluentes tratados com 30mg/L de cloreto férrico a fração de matéria orgânica solúvel representa 44% da DBO total, comportamento não acompanhado pelos valores de análise de DQO que apresentou porcentagem de DQO solúvel de 82%.

A aplicação de 60mg/L de cloreto férrico produziu efluentes com DBO solúvel de 73%, e esta dosagem acrescida de 0,5mg/L de polímero apresentou DBO solúvel de 79%.

5.5.5. Cor Aparente

A análise do parâmetro cor aparente foi realizada para verificar se o tratamento físico-químico acrescenta de cor aparente nos efluentes. Os índices estatísticos dos resultados estão indicados na Tabela 5.37, os resultados estão ilustrados na Figura 5.59 e as eficiências de remoção na Figura 5.60.

Tabela 5.37 – Índices estatísticos dos resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

	Cor Aparente (UC)				
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	17	4	4	5	4
Média	220	218	284	94	107
Mínimo	153	191	234	36	59
Máximo	335	254	327	241	206
Desvio Padrão	50	26	40	85	68

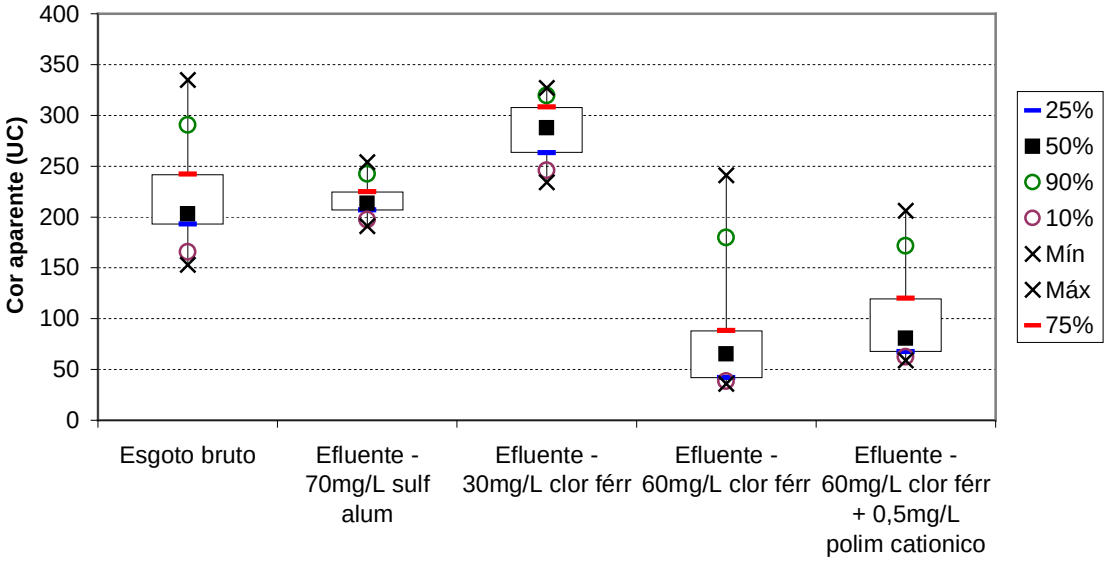


Figura 5.59 – Resultados de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

Os resultados da Figura 5.59 mostram que a dosagem de 70mg/L de sulfato de alumínio não removeu cor aparente do esgoto bruto, situação também indicada na Figura 5.60. A aplicação de 30mg/L de cloreto férrico acrescentou cor aparente no efluente em todas amostras ensaiadas. Este acréscimo é devido à baixa dosagem e não coagulação do coreto férrico, pois a adição de quantidade insuficiente de cloreto férrico acaba “sujando” o efluente. Isto é comprovado quando

se compara à aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$. Esta dosagem apresentou remoção média de cor aparente igual a 73%, ou seja, foi suficiente para remover o material que fornecia cor ao esgoto.

Os resultados dos ensaios com aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ e 0,5mg/L de polímero catiônico indicaram que em uma amostra de efluente ocorreu o acréscimo de cor aparente, o resultado de cor aparente do esgoto bruto deste ensaio foi 199 UC e o efluente tratado foi 206 UC. De forma prática, podemos entender que a cor aparente do esgoto bruto se manteve. Para esta dosagem a remoção média de cor foi de 52%, mas se desprezar o ensaio citado acima, que não removeu cor, a remoção média é de 70%, resultado próximo à aplicação de 60mg/L de cloreto férrico sem polímero.

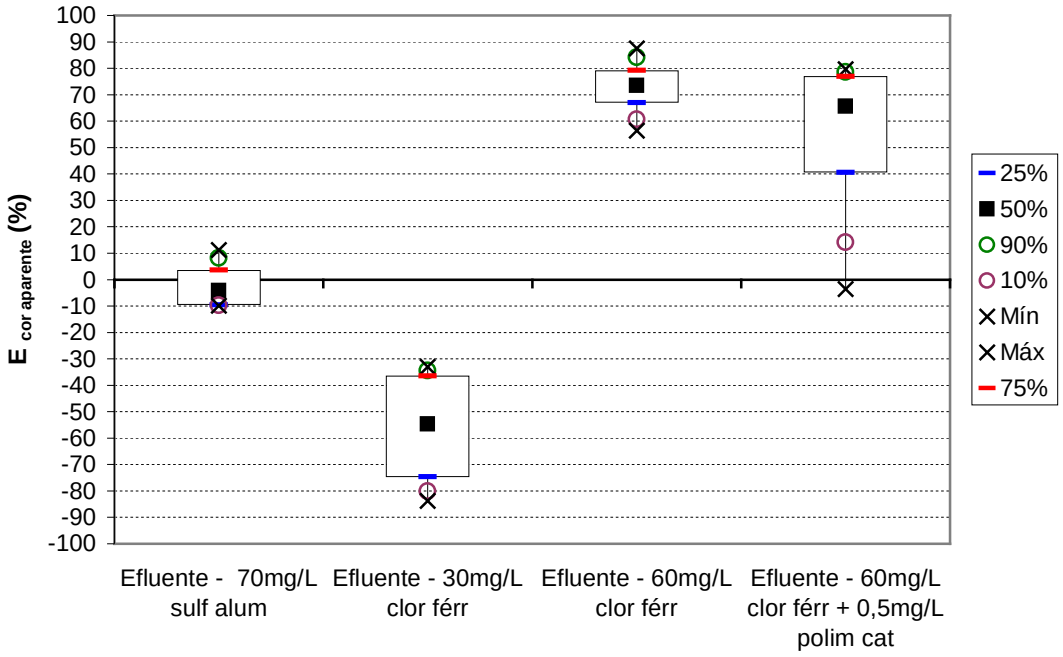


Figura 5.60 – Eficiência de remoção de cor aparente dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

5.5.6. Turbidez

Os índices estatísticos das análises de turbidez estão na Tabela 5.38 e os resultados estão representados no gráfico da Figura 5.61 e as eficiências de remoção proporcionada por cada dosagem estão na Figura 5.62.

Tabela 5.38 – Índices estatísticos dos resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

	Turbidez (NTU)				
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	18	4	5	5	4
Média	89	62	54	14	14
Mínimo	35	54	17	3	6
Máximo	190	70	82	42	30
Desvio Padrão	40	8	25	16	11

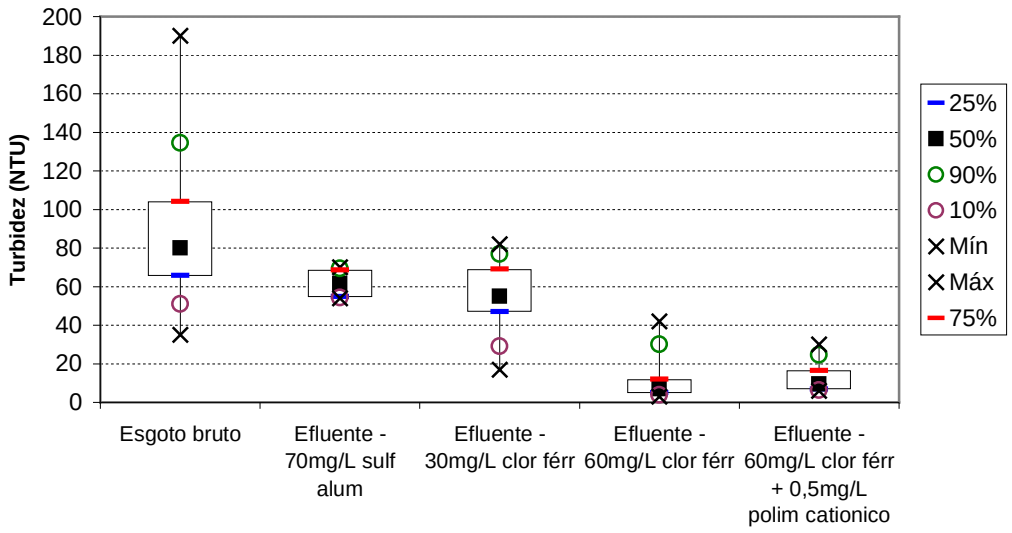


Figura 5.61 – Resultados de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

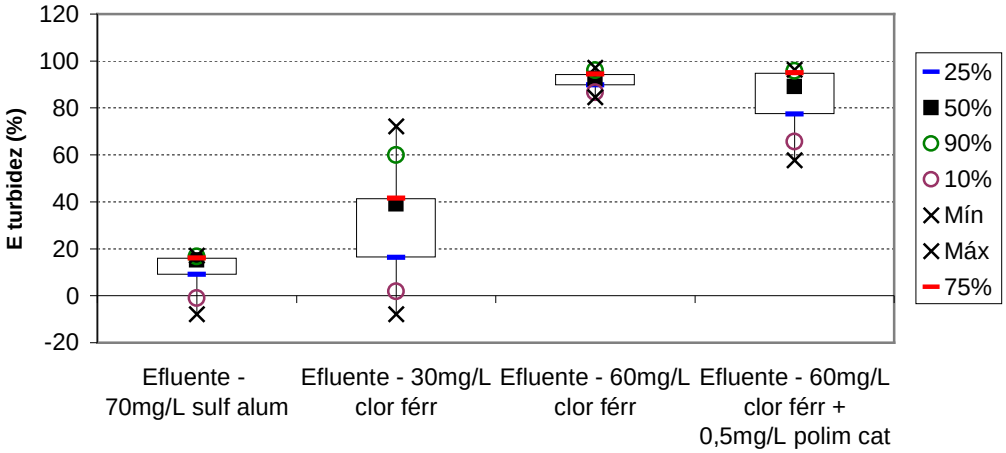


Figura 5.62 – Eficiência de remoção de turbidez dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

A turbidez média do esgoto bruto foi 89 NTU, o resultado de 50% das amostras ficou no intervalo entre 63 a 102 NTU, e ocorreu um pico de 190 NTU. Comparando-se estes valores com os resultados da turbidez do esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 50, observa-se que a turbidez do esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 100 é o dobro da outra. Lembrando que para 05 amostras de esgoto bruto, a turbidez real é maior, já que estas 05 amostras foram diluídas.

A remoção média de turbidez com aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio foi de 10%, sendo que em uma amostra ocorreu o acréscimo de turbidez devido à não sedimentação e "carreamento" dos flocos. O aspecto dos flocos formados era de tamanho pequeno.

A aplicação de 30mg/L de cloreto férrico apresentou remoção média de turbidez de 32% e em uma amostra ocorreu o acréscimo de turbidez. Entende-se que a aplicação desta dosagem de cloreto férrico é pouca para formar flocos em quantidade e tamanho suficiente para sedimentar e devido ao baixo peso dos flocos formados, estes foram arrastados para o efluente final gerando o aumento na turbidez.

Já a dosagem de 60mg/L de $FeCl_3$ foi a mais eficiente com remoção média de 92% de turbidez. A aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ com 0,5mg/L de polímero removeu em média 83% de turbidez. Comparando-se estas eficiências de remoção com a eficiência de 50% obtida por DEMIR (1995), conforme indicado na revisão bibliográfica, observa-se que o desempenho obtido nesta pesquisa foi superior, embora não esteja descrito na pesquisa realizada por DEMIR, se foi aplicado algum tipo de produto químico.

5.5.7. Sólidos Suspensos Totais

Os índices estatísticos dos resultados das análises das concentrações de SST no esgoto bruto e efluente estão na Tabela 5.39. Os resultados das análises estão ilustrados na Figura 5.63 e as porcentagens de remoção estão na Figura 5.64.

Tabela 5.39 – Índices estatísticos das concentrações de SST dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)				
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	17	4	5	3	4
Média	111	71	68	41	29
Mínimo	57	33	25	30	18
Máximo	272	88	92	62	38
Desvio Padrão	53	26	26	19	11

O valor médio da concentração de SST no esgoto bruto foi 111mg/L, ou seja, o dobro do valor de SST do esgoto bruto pertencente à faixa de DBO de 50 mg/L, e as concentrações de SST em 50% das amostras ficaram no intervalo médio de 90 a 114 mg/L. Os valores máximo e mínimo estão indicados na Tabela 5.39.

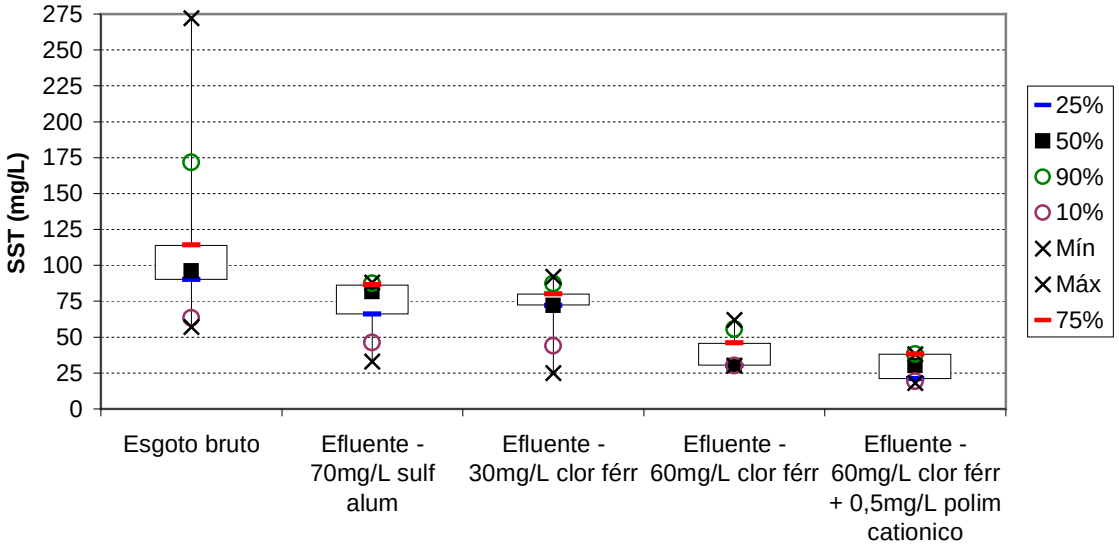


Figura 5.63 – Resultados de SST dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

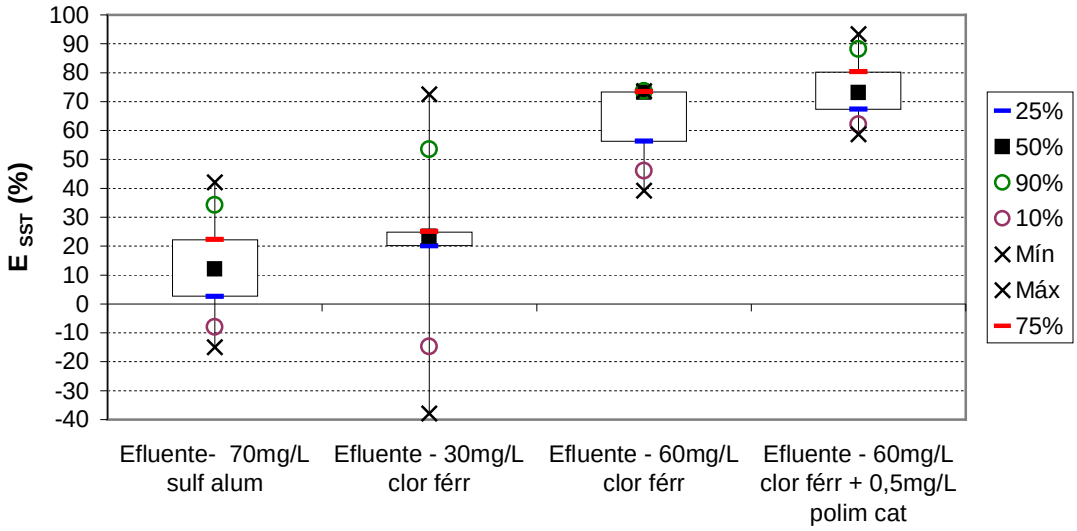


Figura 5.64 – Eficiência de remoção de SST dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

A aplicação de 70 mg/L de sulfato de alumínio apresentou remoção média de 13% de SST, desempenho semelhante à remoção de turbidez, sendo que em uma amostra de efluente acrescentou SST.

Os efluentes dos ensaios com 60mg/L de $FeCl_3$ tiveram melhor desempenho para remoção de SST, sendo 62% a remoção média. A aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ com 0,5mg/L de polímero catiônico proporcionou remoção de 75% de SST.

Comparando-se os resultados obtidos, com a eficiência de 88% alcançada por DELPORTE et al (1995), que aplicaram de 15 a 30 mg/L de cloreto férrico e reduziram SS de 125 para 15mg/L, constata-se que a baixa dosagem aplicada obteve desempenho superior ao obtido nesta pesquisa. Nesta pesquisa a aplicação de 30mg/L de cloreto férrico acrescentou SST em duas amostras de efluentes e a remoção média para todas amostras foi de 32%.

5.5.8. Sólidos Suspensos Voláteis

Os índices estatísticos dos resultados das análises estão indicados na Tabela 5.40 e os resultados estão indicados no gráfico da Figura 5.65. As eficiências de remoção de cada dosagem de coagulante aplicada estão indicadas na Figura 5.66.

Tabela 5.40 – Índices estatísticos das concentrações de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	17	4	5	3	4
Média	85	52	51	27	20
Mínimo	22	12	19	14	10
Máximo	182	70	68	42	28
Desvio Padrão	36	28	19	14	8

A concentração média de SSV no esgoto bruto foi 85mg/L, ou seja 40% maior que a concentração do esgoto bruto da faixa de DBO igual a 50mg/L, e os resultados das concentrações de 50% das amostras ficaram no intervalo de 64 a 92 mg/L.

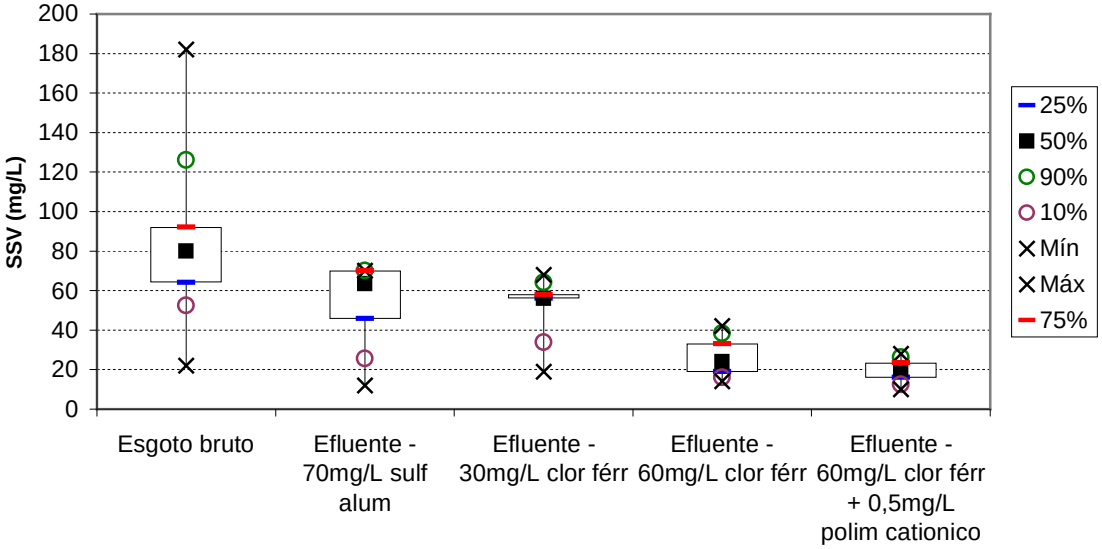


Figura 5.65 – Resultados de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

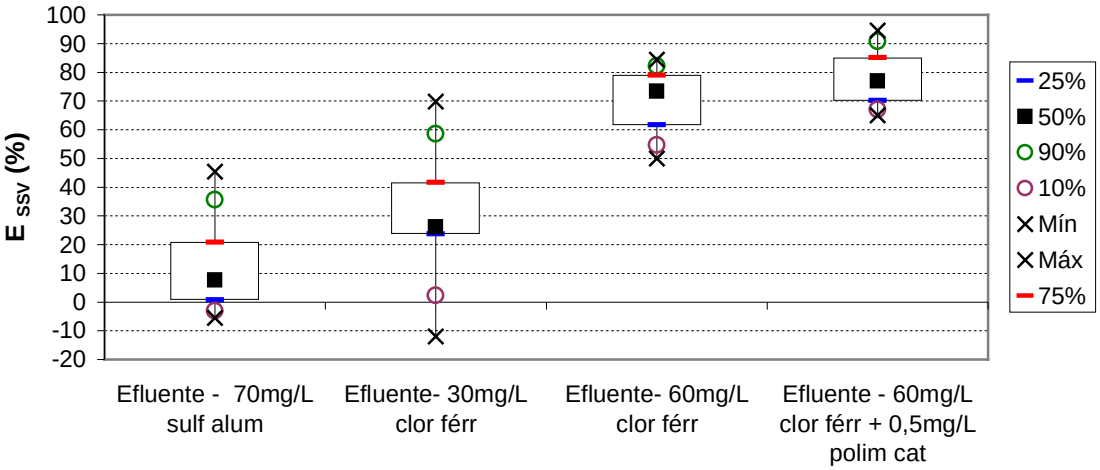


Figura 5.66 – Eficiência de remoção de SSV dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

O comportamento de remoção de sólidos suspensos voláteis foi semelhante à remoção de SST. A aplicação de sulfato de alumínio removeu, em média, 14% de SSV. O tratamento com dosagem de 30mg/L de cloreto férrico apresentou eficiência média de 30%. Para as duas dosagens citadas ocorreu em duas amostras o acréscimo de SSV, que deve ser devido à falha de coleta de amostra.

A aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ obteve remoção média de 70% de SSV, e para esta mesma dosagem com 0,5mg/L de polímero catiônico, a remoção média de SSV foi de 78%.

5.5.9. Sólidos Suspensos Fixos

Os índices estatísticos das concentrações de sólidos fixos analisados no esgoto bruto e efluente tratado estão indicados na Tabela 5.41. Os resultados estão ilustrados no gráfico da Figura 5.67 e a eficiência de remoção na Figura 5.68.

Tabela 5.41 – Índices estatísticos das concentrações de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	17	4	5	3	4
Média	26	19	17	14	10
Mínimo	4	16	4	6	4
Máximo	90	21	36	20	16
Desvio Padrão	21	2	13	7	5

O esgoto bruto apresentou concentração média de SSF igual a 26mg/L e o resultado da concentração de 50% das amostras analisadas ficou no intervalo entre 13 a 28mg/L. Estes valores são semelhantes aos resultados das análises realizadas nas amostras de esgoto bruto pertencentes à faixa de DBO igual a 50mg/L.

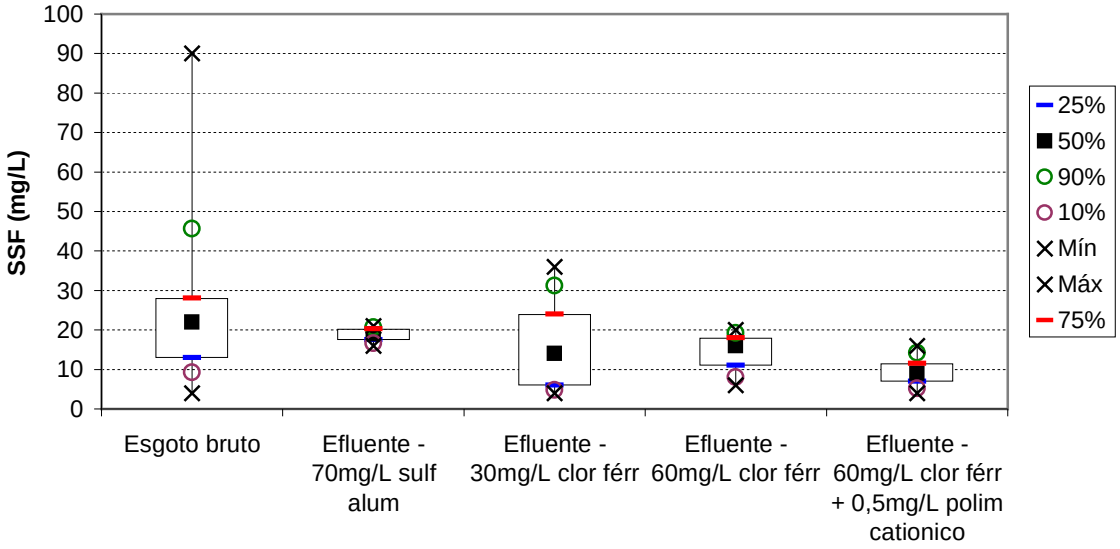


Figura 5.67 – Resultados de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

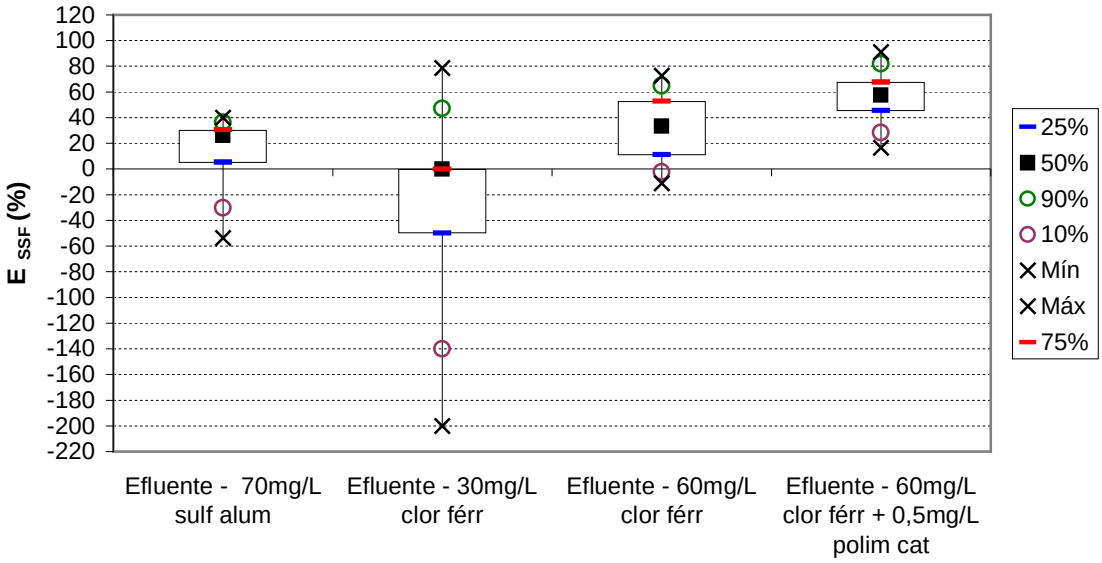


Figura 5.68 – Eficiência de remoção de SSF dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Quando se efetua tratamento físico-químico é esperado o aumento de sólidos suspensos fixos que são provenientes dos precipitados formados durante o processo tratamento.

A aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio acrescentou SSF em uma amostra e nas outras três removeu. A aplicação de 30mg/L de $FeCl_3$ aumentou os SSF em três amostras.

Nos ensaios com dosagem de 60mg/L de cloreto férrico, apenas três amostras foram ensaiadas e em uma ocorreu um aumento de SSF de 11%. Já a aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ com 0,5mg/L de polímero catiônico proporcionou remoção média de 56%, e porcentagem de remoção de SSF de metade das análises foi entre 53 e 97%.

5.5.10. Fósforo total.

Os índices estatísticos dos resultados das análises de fósforo total estão na Tabela 5.42. Os resultados obtidos estão representados no gráfico da Figura 5.69 e o gráfico da Figura 5.70 ilustra a eficiência de remoção de fósforo proporcionada por dosagem.

Tabela 5.42 – Índices estatísticos das concentrações de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

	Fósforo (mg P/L)				
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	17	4	5	5	4
Média	2,75	2,07	1,95	0,80	0,56
Mínimo	1,55	1,60	1,41	0,35	0,30
Máximo	5,25	2,37	2,60	2,24	0,92
Desvio Padrão	0,91	0,37	0,52	0,81	0,28

Em 50% das amostras de esgoto bruto, observa-se que os valores das concentrações de fósforo ficaram no intervalo de 2,20 a 3,16 mg P/L e o valor médio foi 2,75 mg P/L. Estes valores ficaram de 15 a 20% maiores que os resultados das amostras de esgoto bruto da faixa de DBO igual a 50 mg/L, ou seja, a concentração de fósforo não seguiu a mesma proporção que o valor da DBO.

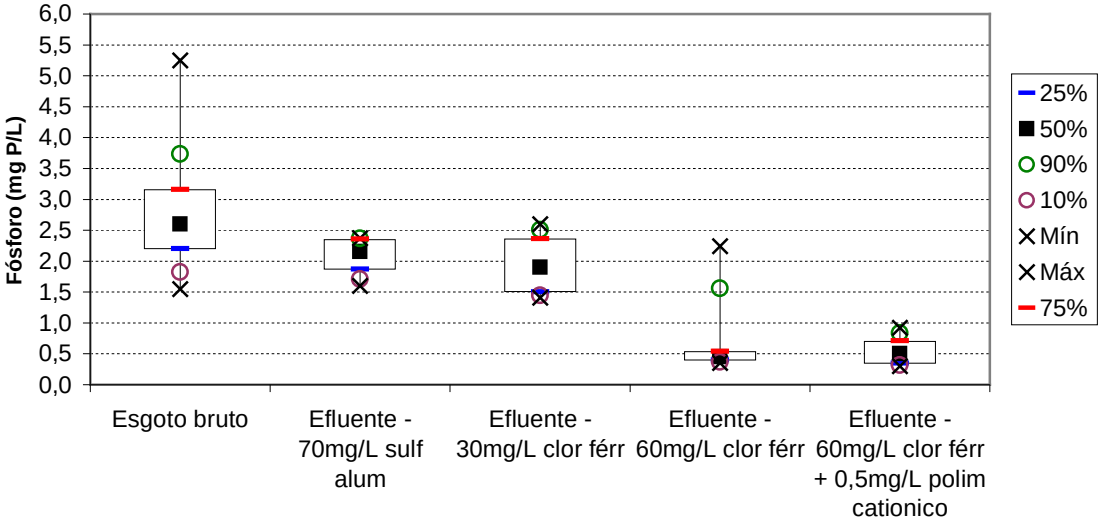


Figura 5.69 – Resultados de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

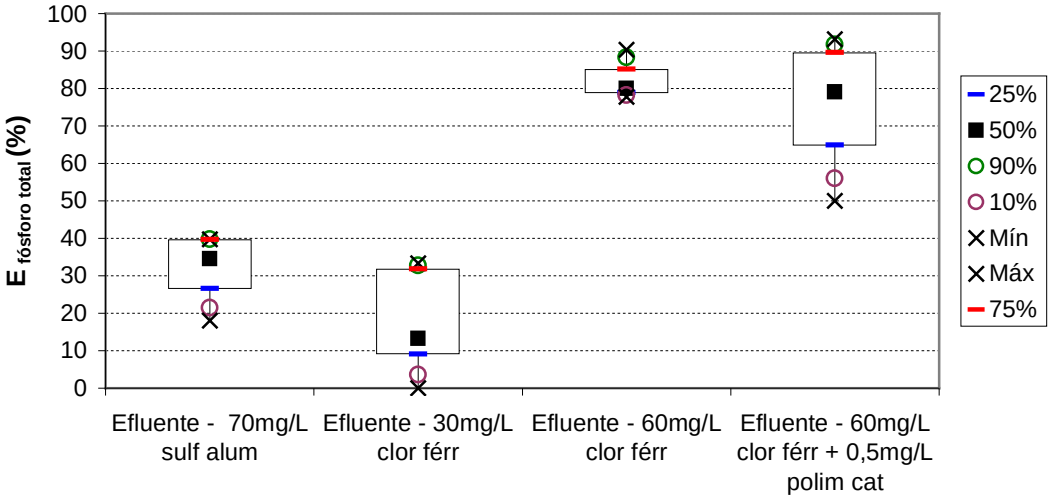


Figura 5.70 – Eficiência de remoção de fósforo total dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Assim como nos outros parâmetros analisados as dosagens que tiveram melhor desempenho foram 60mg/L de $FeCl_3$ com remoção média de 83%, e 60mg/L de $FeCl_3$ mais 0,5 mg/L de polímero catiônico com remoção média de 76%.

5.5.11. pH

Durante os ensaios foram efetuadas as leituras de pH das amostras de esgoto bruto e do pH de coagulação logo após a mistura rápida do coagulante com o esgoto bruto. Os índices estatísticos dos resultados estão indicados na Tabela 5.43 e os resultados estão apresentados no gráfico da Figura 5.71.

Tabela 5.43 – Índices estatísticos dos resultados de pH dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

	pH				
Amostra	**Esgoto bruto**	**pH coag - 70mg/L Sulf alumínio**	**pH coag - 30 mg/L $FeCl_3$**	**pH coag- 60mg/L $FeCl_3$**	**pH coag - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	18	3	4	5	4
Média	6,97	7,00	6,81	6,70	6,64
Mínimo	6,58	6,83	6,69	6,43	6,45
Máximo	7,25	7,13	6,95	6,85	6,85
Desvio Padrão	0,18	0,15	0,11	0,16	0,17

Os resultados das leituras de pH do esgoto bruto foram em torno de 7,00. A adição das dosagens de sulfato de alumínio ensaiadas praticamente não alterou o valor do pH. Já aplicação, das dosagens de cloreto férrico reduziu o valor de pH.

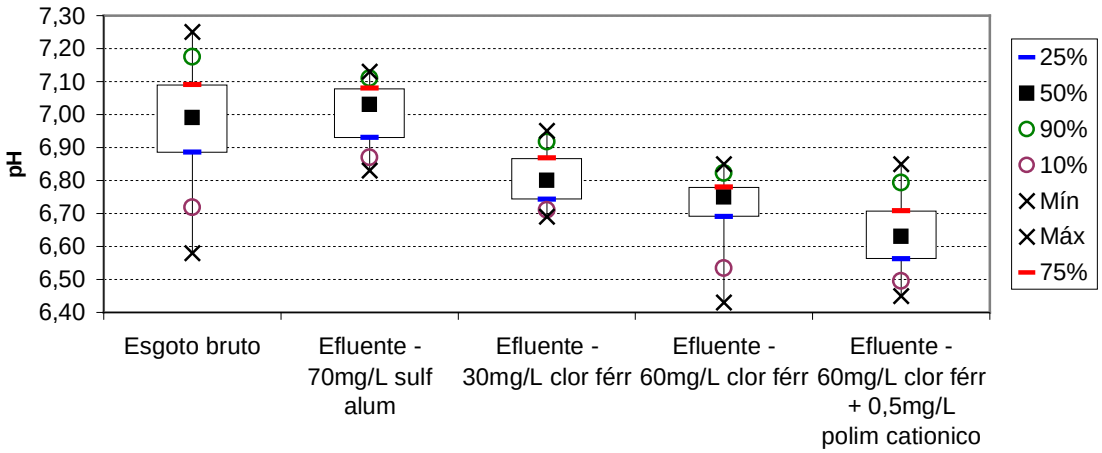


Figura 5.71 – Resultados das análises de pH dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

5.5.12. Alcalinidade

O consumo de alcalinidade do esgoto bruto durante as reações químicas foi analisado. Os índices estatísticos das concentrações de alcalinidade estão na Tabela 5.44 e os resultados estão representados no gráfico da Figura 5.72. O consumo de alcalinidade está indicado na Figura 5.73.

Tabela 5.44 – Índices estatísticos das concentrações de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)					
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	18	4	5	4	4
Média	139	120	89	100	82
Mínimo	87	81	70	69	56
Máximo	188	145	110	133	100
Desvio Padrão	32	30	19	32	19

O valor médio de alcalinidade medido no esgoto bruto foi 139 mg$CaCO_3$/L, e metade dos resultados das análises ficou no intervalo de 118 a 169 mg/L $CaCO_3$, valores semelhantes ao do esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 50 mg/L.

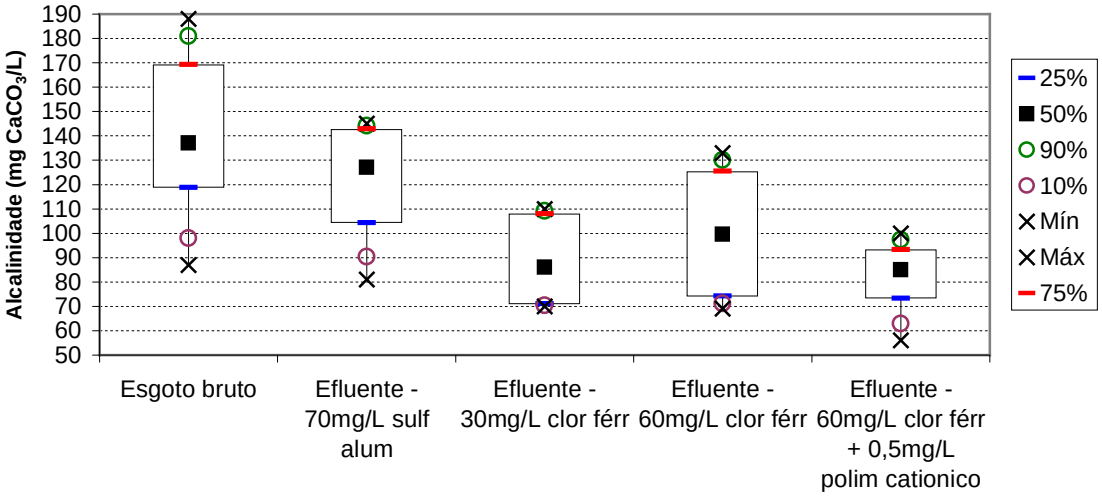


Figura 5.72 – Resultados de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

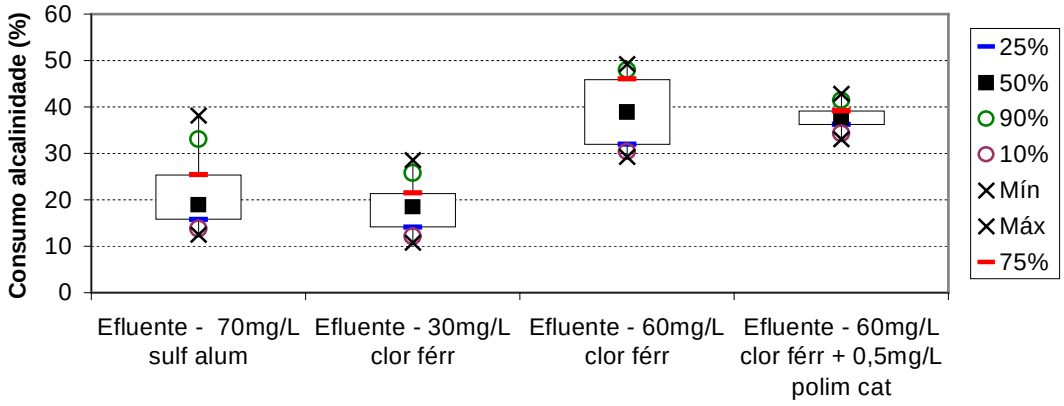


Figura 5.73 – Consumo de alcalinidade dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Durante a reação do esgoto bruto com 70mg/L de sulfato de alumínio ocorreu um consumo médio de alcalinidade de 22%, e para aplicação de 30mg/L de cloreto férrico o consumo foi de 18%. Já a aplicação de 60mg/L de cloreto férrico tanto isolado quanto com 0,5mg/L de polímero, o consumo médio de alcalinidade foi de 38%, ou seja, para estas dosagens em que a eficiência de tratamento foi melhor ocorreu maior consumo de alcalinidade nas reações.

5.5.13. Condutividade

A condutividade das amostras foi um parâmetro analisado pois é indicativo da presença de sais dissolvidos. A Tabela 5.45 apresenta os índices estatísticos das análises e o gráfico da Figura 5.74 ilustra os resultados obtidos.

Tabela 5.45 – Índices estatísticos dos resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

	Condutividade (μs/cm)				
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 70mg/L Sulf alumínio**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	18	4	5	5	4
Média	457	513	399	542	470
Mínimo	296	453	318	379	409
Máximo	731	585	451	728	524
Desvio Padrão	112	58	53	145	47
Acréscimo médio (%)		5	11	2	7

Os resultados mostram que a adição de produto químico no esgoto bruto aumenta o valor da condutividade. O maior aumento é observado na dosagem de 30mg/L de $FeCl_3$, pelo fato desta dosagem ter sido baixa, o processo de coagulação e floculação não se desenvolveram completamente, logo as partículas dos sais metálicos foram liberadas junto com o efluente final.

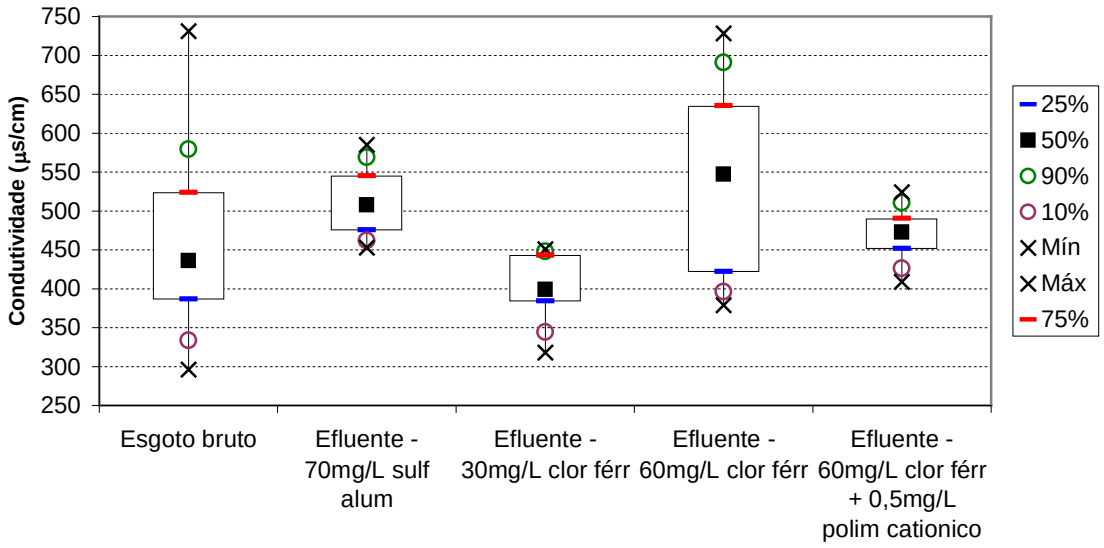


Figura 5.74 – Resultados de condutividade dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

5.5.14. Ferro Total

Os índices estatísticos das análises de ferro total estão indicados na Tabela 5.46 e os resultados estão indicados na Figura 5.75.

Tabela 5.46 – Índices estatísticos das concentrações de ferro total dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Ferro Total (mg/L)				
Amostra	**Esgoto bruto**	**Efluente - 30mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$**	**Efluente - 60mg/L $FeCl_3$ + 0,5mg/L polim cationico**
nº dados	14	5	5	4
Média	4,38	8,05	4,06	4,01
Mínimo	2,76	2,44	0,83	2,24
Máximo	8,65	11,50	10,80	7,68
Desvio Padrão	1,63	3,98	3,92	2,55

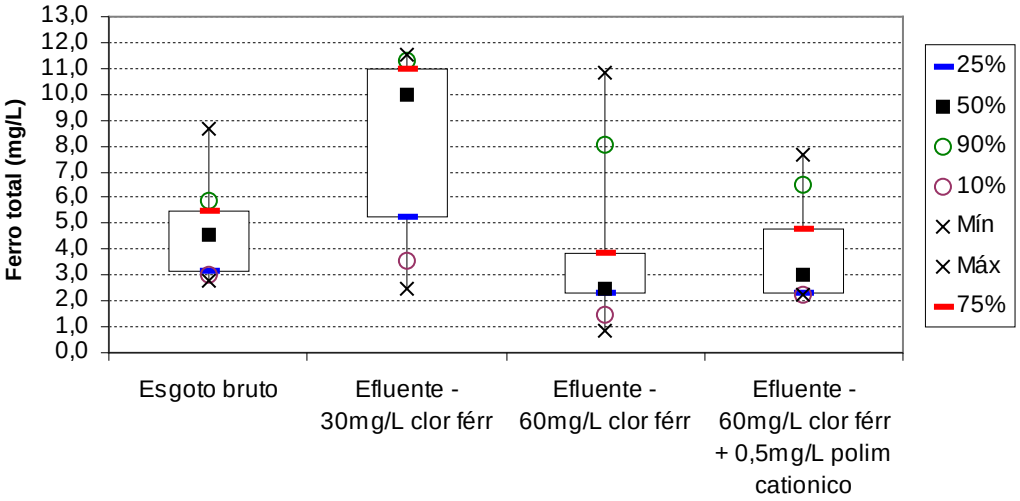


Figura 5.75 – Resultados de ferro total dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

O valor médio de ferro total no esgoto bruto foi 4,64 mg/L e o resultado de metade das amostras ensaiadas foi entre 3,20 e 5,52 mg/L. Ao se comparar estes resultados com os valores

encontrados no esgoto bruto da faixa de DBO igual a 50, percebe-se que não há diferenças na concentração deste parâmetro.

Para os efluentes tratados, ocorreu em alguns casos, o aumento do teor de ferro no efluente final ao contrário dos efluentes dos ensaios da faixa de DBO igual a 50. A aplicação de 30mg/L de cloreto férrico gerou o aumento de ferro total em quase todas amostras analisadas, sendo que somente em uma amostra ocorreu a remoção de ferro.

A dosagem de 60mg/L de cloreto férrico removeu ferro do esgoto bruto em 75% das amostras ensaiadas, isto ocorreu porque o processo de coagulação, floculação e sedimentação foi mais eficiente que quando utilizamos apenas 30mg/L de $FeCl_3$. Já nos ensaios utilizando 60mg/L de $FeCl_3$ e 0,5mg/L de polímero catiônico a retirada de ferro aconteceu em metade das amostras ensaiadas.

5.5.15. Alumínio total

A concentração de alumínio foi determinada nos ensaios com a aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio. Não há padrão de atendimento à legislação para o lançamento de efluente, mas existe limite de concentração de alumínio dissolvido nos corpos d' água. Para os rios classe II a concentração máxima admissível é 0,10 mg Al/L conforme Resolução CONAMA 357, portanto é recomendável que se faça estudo de diluição deste elemento no corpo receptor.

Comparando os resultados de alumínio total da Tabela 5.47 com os valores da Tabela 5.32, observa-se que para os ensaios da faixa de DBO igual a 100 mg/L, o residual de alumínio total foi em média 42% maior que o residual de alumínio total das amostras dos ensaios da faixa de DBO igual a 50 mg/L.

Tabela 5.47 – Índices estatísticos das concentrações de alumínio dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO

Alumínio (mg Al/L)	
Amostra	**Efluente - 70mg/L Sulfato alumínio**
nº dados	4
Média	1,77
Mínimo	1,54
Máximo	2,06
Desvio Padrão	0,22

5.5.16. Lodo do Decantador

Foram coletadas amostras de lodo que se formaram no fundo do decantador para análise de sólidos e verificação da sedimentabilidade.

Os lodos provenientes dos ensaios com 70mg/L de sulfato de alumínio apresentaram grande variação em suas características, sendo que em alguns ensaios formou-se lodo e em outros não. Em um, dos quatro ensaios, não se formou lodo; em outro formou um lodo “ralo” com SST igual a 620 mg/L; num terceiro ensaio a concentração de SST foi igual a 1573 mg/L e em outra amostra o valor de SST foi igual a 3710mg/L.

Não se formou manto de lodo no fundo do decantador nos ensaios realizados com a aplicação de 30mg/L de cloreto férrico, consequentemente nenhuma análise foi realizada.

As aplicações de 60mg/L de $FeCl_3$ e 60mg/L de FeCl3 com 0,5mg/L de polímero catiônico, formaram manto de lodo no fundo do decantador. Nas amostras coletadas, foi determinada a concentração de sólidos, taxa de decantação e IVL. A Figura 5.76 apresenta os resultados das concentrações de sólidos suspensos totais.

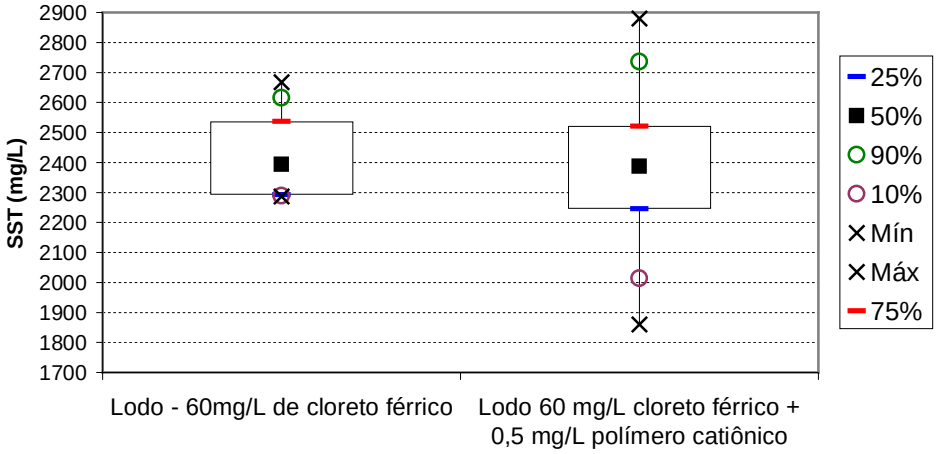


Figura 5.76 – Resultados de SST no lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO e aplicação de 60 mg/L de cloreto férrico

Os valores médios da concentração de SST, referente às duas dosagens (60mg/L de $FeCl_3$ e 60mg/L de $FeCl_3$ com 0,5mg/L de polímero catiônico) foram 2435 e 2378 mg/L.

Comparando-se estes resultados com os do SST do tanque de aeração indicados na Tabela 5.7, observa-se que a concentração do processo físico-químico está menor que os SST do tratamento biológico. Embora a concentração de SST seja menor, comparada ao tratamento biológico, a sedimentabilidade do lodo proveniente do tratamento físico-químico é pior que a sedimentabilidade do lodo biológico, a sedimentação verificada na proveta de 1000ml mostra que a velocidade de sedimentação da interface lodo / liquido clarificado é baixa, e os valores do índice volumétrico do lodo foram altos permitindo classificar a sedimentação como ruim e péssima, de acordo com VON SPERLING (1996b).

Abaixo se observa a Figura 5.77, onde mostra a sedimentabilidade do lodo proveniente do tratamento com 60mg/L de cloreto férrico e a Figura 5.78 com os resultados dos ensaios realizados com a aplicação de 60mg/L de cloreto férrico e 0,5 mg/L de polímero catiônico.

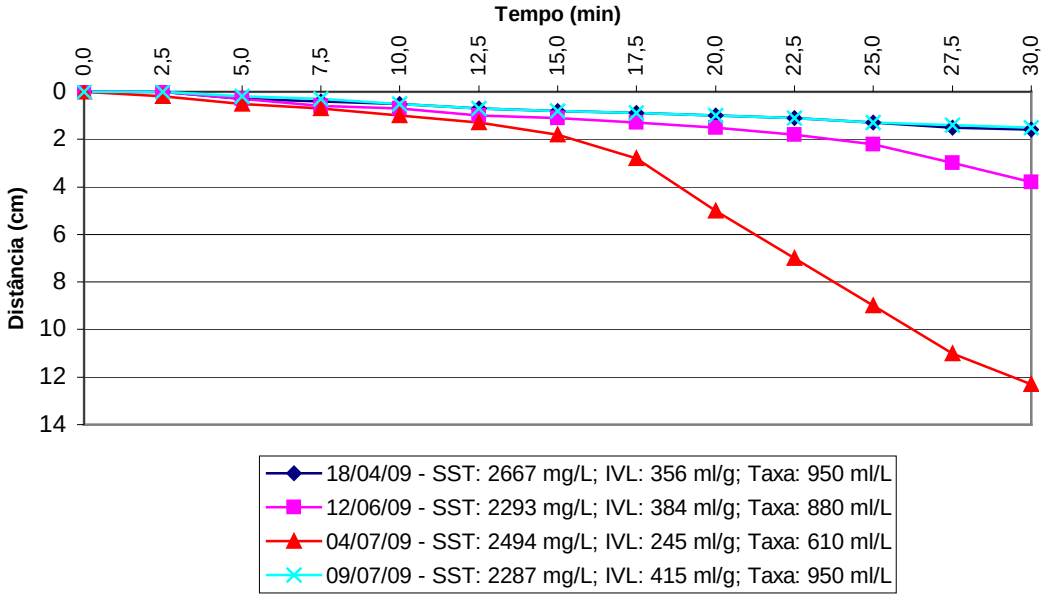


Figura 5.77 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$

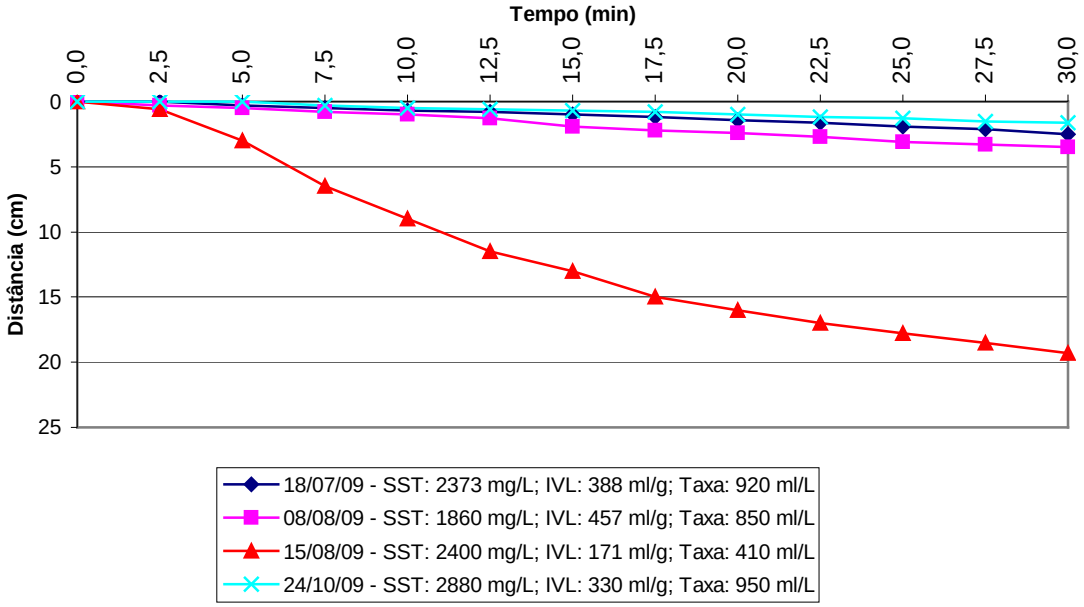


Figura 5.78 – Sedimentabilidade do lodo do decantador dos ensaios com esgoto bruto a 100 mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ e 0,5 mg/L de polímero catiônico

5.6. Estratégias de Tratamento da Vazão Excedente

Duas estratégias para o tratamento da vazão excedente foram analisadas. A primeira estratégia estudada foi a manutenção do tratamento biológico com mudanças em algumas instalações da estação; e a segunda foi adaptação de um reator biológico para efetuar tratamento físico-químico.

5.6.1. Avaliação do sistema biológico para tratamento da vazão excedente

As etapas do ciclo do lodo ativado em bateladas, utilizadas normalmente pela estação são: alimentação com aeração, decantação, descarte de efluente clarificado, espera com aeração e descarte de lodo. Os cálculos realizados neste item estão no ANEXO L.

As durações das etapas de alimentação e espera variam em função da vazão afluente. O processo de decantação dura em média 80 minutos, e segundo a equipe operacional da estação, a diminuição do tempo de decantação compromete a qualidade do efluente final, pois a velocidade de sedimentação do lodo é baixa.

Foi observado que o descarte do efluente clarificado tem duração média de 02 horas, considerando descarte de 40% do volume de efluente do tanque (522m³), que é a faixa de trabalho utilizada na estação. Assim, com estas duas condições, a vazão média de descarte é **72L/s**. Um fator observado é que para a condição atual, não é possível aumentar a vazão de descarte de efluente tratado, porque existe uma limitação na saída de líquido imposta pelo diâmetro da tubulação de saída da canaleta de descarte que é de 300mm. Se a vazão superar o valor de 72 L/s ocorre o transbordamento da canaleta de descarte, ou seja, com esta configuração e duração das etapas do ciclo, a vazão máxima admissível na estação é 72L/s.

A Figura 5.79 apresenta um fluxograma de ciclo operacional com vazão de 72 L/s. O caminho crítico do ciclo é o descarte do efluente, destacado em vermelho.

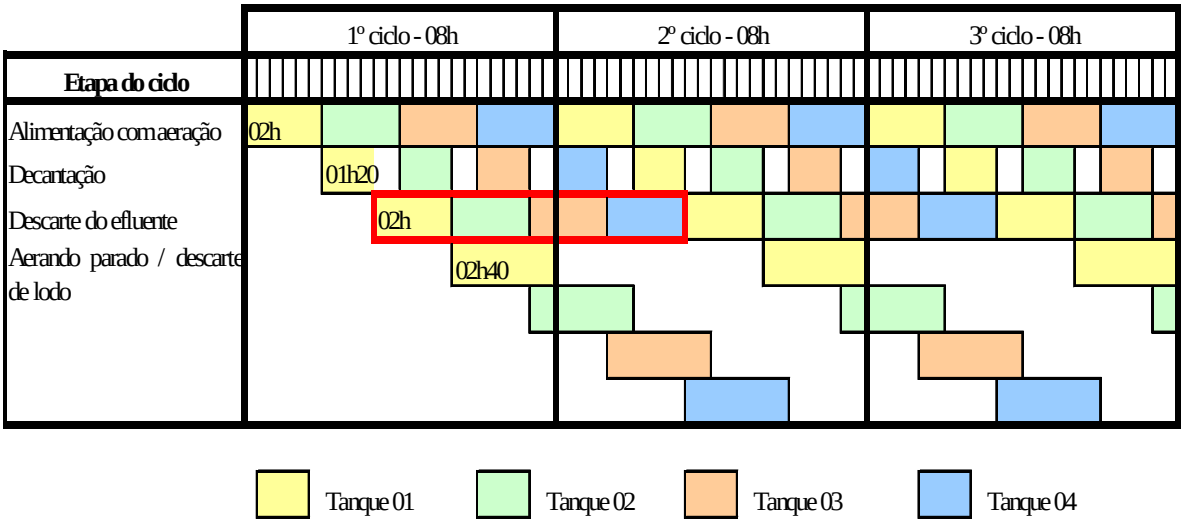


Figura 5.79 – Fluxograma do ciclo operacional com vazão de 72L/s

Os valores de tempo anotados no fluxograma representam a duração de cada etapa do ciclo. A Figura 5.79 mostra que é possível aumentar a vazão afluente, sem diminuir o tempo de decantação, desde que se aumente a vazão de descarte. Para a vazão de 72L/s ocorre a fase de espera com duração de 02horas e 40minutos.

Se aumentar a vazão de descarte, e considerar vazão afluente igual a 220L/s que é a máxima vazão registrada no momento de chuva e sobrecarga hidráulica afluente, o fluxograma com os quatro tanques em operação será conforme a Figura 5.80.

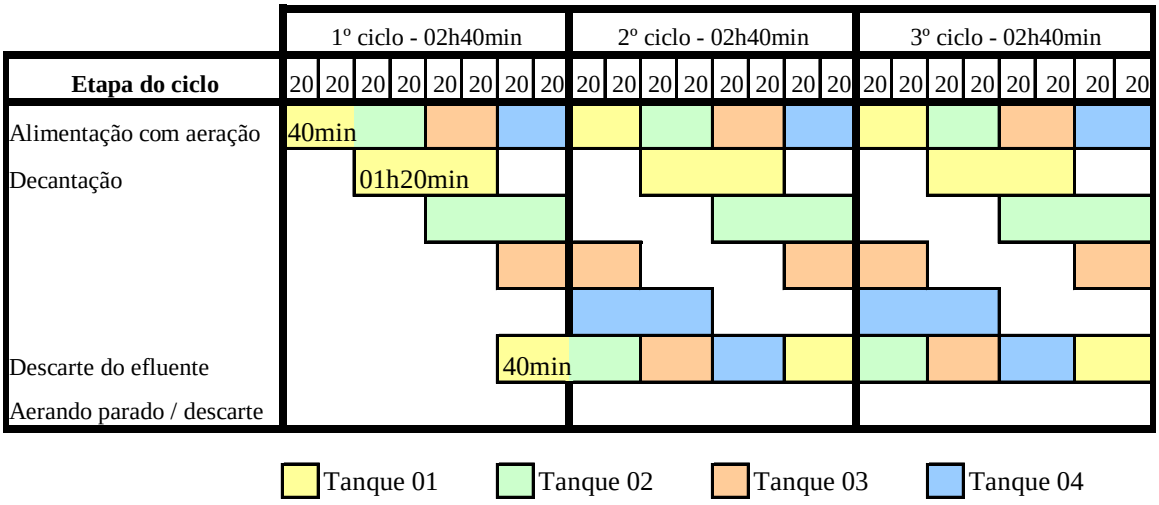


Figura 5.80 – Fluxograma de ciclo operacional com vazão de 220 L/s

Com a vazão de alimentação igual a 220L/s e tanque com volume disponível para enchimento de 40% do volume total, o tempo para o enchimento de um tanque será de 40minutos. Considerando o tempo de decantação igual a 1hora e 20 minutos e duração de descarte de 40 minutos, verifica-se que é possível tratar a vazão de 220L/s mantendo o ciclo com as etapas de alimentação, decantação e descarte de efluente, sem que ocorram problemas operacionais, desde que se aumente a vazão de saída de efluente na canaleta de descarte. Para o tratamento da vazão de 220L/s, a etapa de espera não ocorrerá.

Uma verificação importante é o tempo de contato do efluente com o cloro no tanque de contato antes de ser lançado no Rio Guaxinduba. Considerando o volume do tanque igual a 284,40m³ e vazão de 220L/s o tempo de detenção será 21 minutos, ou seja, atenderá ao tempo de contato estabelecido em projeto que é de 20 minutos (ORSINI, 1996).

5.6.2. Avaliação do uso de um tanque para tratamento físico-químico e os outros três com tratamento biológico.

Nesta estratégia de tratamento da vazão excedente, propõe-se a operação de três tanques com tratamento biológico e um com tratamento físico-químico. Para esta configuração, a operação pode ser realizada por duas formas.

A primeira maneira é manter em operação somente os três tanques com o processo biológico durante a época de seca. O quarto tanque já adaptado para efetuar o tratamento físico-químico, entrará em operação apenas na ocorrência dos eventos de excesso de vazão afluente. Assim, durante a maior parte do tempo, apenas os três tanques biológicos estarão em operação. O fluxograma de operação dos três tanques com tratamento biológico está indicado na Figura 5.81.

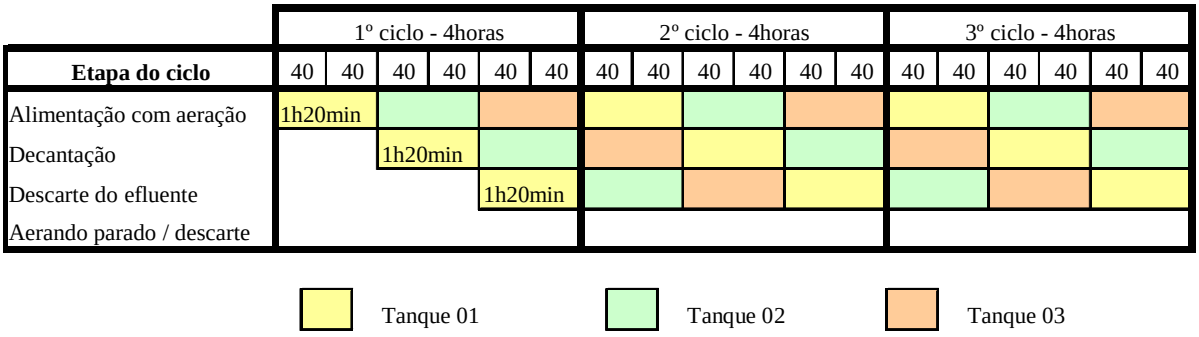


Figura 5.81 – Fluxograma da operação de três tanques com tratamento biológico

Considerando disponível 40% do volume do tanque para o enchimento, a vazão máxima afluente para os três tanques será de 108L/s, quando a vazão afluente superar este valor, o tratamento será efetuado pelo tanque com processo físico-químico. O fluxograma da Figura 5.81 mostra que o tempo de enchimento terá duração de 1hora e 20minutos. Para esta configuração manteve-se o tempo de decantação de 1hora e 20minutos e mesma duração para descarte. A retirada de lodo dos tanques deverá ser efetuada nos momentos de baixa vazão. É importante ressaltar que para esta ou qualquer outra proposta, deve-se aumentar a vazão de descarte na saída

da canaleta. Um ponto relevante a considerar ao se adotar esta configuração, é que toda vez que o tanque físico-químico precisar ser utilizado, será necessário “dar a partida” no sistema.

A segunda forma de operação dos três tanques com tratamento biológico e um com processo físico-químico, é manter todas estas unidades em operação para se evitar “dar a partida” no tratamento físico-químico nos momentos em que ocorrer a sobrecarga hidráulica.

O dimensionamento em escala real das unidades do processo físico-químico foi realizado em função dos parâmetros utilizados na unidade piloto e os cálculos estão descritos no ANEXO M.

A unidade de floculação foi dimensionada em função do tempo de floculação de 20,5 minutos (0,342h) e vazão de 112 L/s (403m³/h), sendo esta a diferença entre a vazão máxima de 220 L/s e a vazão de 108 L/s tratada pelos três tanques biológicos. Assim o volume necessário para floculação será 137m³. Adotando a construção de três floculadores e a área total de 35m², cada floculador terá dimensões de 3,50m x 3,50m x 3,90m.

Para os decantadores, adotou-se os seguintes parâmetros: 1,20m o comprimento de uma placa, distância entre as placas de 5cm, ângulo de inclinação igual a 60º, taxa de aplicação hidráulica 76,82 m³/m²/dia e vazão de 112L/s. Com estas condições, a área plana do decantador será de 125m² e as dimensões em planta serão 7,10m de largura e 17,75m de comprimento. A Figura 5.82 apresenta a configuração proposta para a unidade físico-química em escala real.

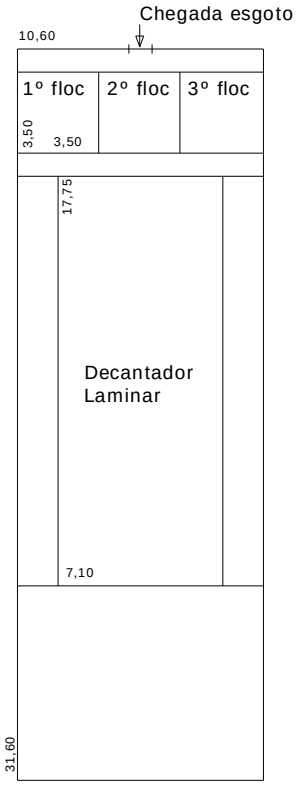


Figura 5.82 – Configuração da unidade físico-química em escala real

Se considerar a taxa de aplicação hidráulica igual a 120m³/m²/dia, conforme projeto de Revisão da Norma Brasileira de Projetos de ETE (apud VOLSCHAN JUNIOR, I. et al, 2009), a vazão a ser tratada pelo sistema físico-químico proposto acima será de 173 L/s. Com estas considerações e somando a vazão de 108 L/s tratada pelos reatores biológicos, a estação poderá tratar 281 L/s, ou seja, 27% a mais que o valor registrado no momento de sobrecarga hidráulica.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O estudo da vazão afluente mostrou que a estação, em sua condição normal de operação, operou com vazão média abaixo da vazão de projeto, permanecendo ociosa na maioria dos períodos. No entanto, no período de chuvas, a vazão medida afluente foi superior ao valor da vazão de final de plano (ano 2020), fase que considera a operação de 08 tanques, ou seja, interpreta-se que para a configuração atual, a estação está superdimensionada para maior parte do tempo e sub-dimensionada nos eventos de chuva com sobrecarga hidráulica. Comparando as vazões, percebe-se que a vazão em dia com sobrecarga hidráulica é em média 06 vezes maior que a vazão na condição normal de operação com tempo seco.

O superdimensionamento observado levou-se a concluir, num primeiro momento, que a estação foi projetada e construída em tamanho maior que o necessário para o cenário observado e em termos de vazão, o tempo de enchimento de cada tanque é grande, com longos intervalos entre as bateladas e na fase de espera. Como a fase de espera permanece com os aeradores ligados para se evitar a condição de anaerobiose, a estação despende valores para custear o consumo de energia elétrica, ou seja, se a estação fosse menor, os custos de construção e operação seriam menores.

O monitoramento em dia de sobrecarga hidráulica indicou grande variação nas características do esgoto bruto. Foi observado por meio das análises que, no início das chuvas, o esgoto afluente apresenta-se bastante concentrado com excesso de material orgânico, suspenso e particulado, devido ao efeito de lavagem que as chuvas realizam nas redes coletoras e, consequente arraste do material sedimentado nas tubulações para a estação. Após este efeito de lavagem, observou-se a característica de diluição, típica de esgoto combinado, de acordo com os dados da Tabela 3.1 (METCALF & EDDY, 1991).

Em dia de excesso de vazão, foi constatado que as características do efluente tratado é semelhante às características do esgoto bruto. Tal comportamento é resultado dos problemas operacionais causados pelo excesso de vazão, como por exemplo, arraste de sólidos do tanque de aeração com o efluente tratado e baixo tempo para o tratamento de todo volume de esgoto afluente.

Na condição normal de funcionamento da estação foi verificado por meio dos resultados de DQO e DBO do esgoto bruto e efluente tratado, extraídos do banco de dados da SABESP, que a estação apresentou desempenho satisfatório, com atendimento aos limites estabelecidos em legislação. O valor médio de DBO do esgoto bruto foi de 123mg/L, concentração próxima ao valor de projeto que é de 143mg/L.

As análises de DQO realizadas no esgoto afluente a cada hora, na condição normal de operação, indicaram que a estação trabalha em ciclos com variação da carga orgânica afluente. Foi observado que a concentração de material orgânico aumenta próximo dos horários comumente utilizados para almoço e jantar. Nestes períodos a carga pode aumentar em até quatro vezes em comparação aos valores de vale, ou seja, mesmo na condição normal de operação, sem a ocorrência do efeito de lavagem das redes provocado pelo excesso de água de chuva, o esgoto bruto apresenta variação em suas características. Neste mesmo monitoramento foi constatada a duplicação da carga média afluente em datas comemorativas devido ao aumento da população local. Para todas as condições estudadas, o esgoto bruto afluente apresentou variações em suas características.

O monitoramento das características do licor misto e descarte de lodo indicou a incompatibilidade dos resultados da relação A/M e idade do lodo. Valores altos de idade do lodo, como a constatada no monitoramento, deveria gerar baixos valores da relação A/M e não valores elevados como constatado. Esta incompatibilidade pode estar relacionada à perda de SSV com o

efluente final, que deve ser significante e não foi considerada no cálculo da idade do lodo. Por outro lado, esta idade do lodo favorece a respiração endógena, ou seja, à ocorrência do decaimento de microorganismos, fato que é observado nas relações A/M e SSV/SST que indicam a falta de microorganismos, porém se reduzir o descarte para aumentar a concentração de SSV aumentará ainda mais a idade do lodo. Na prática não há garantias de que se modificar as condições operacionais ocorrerá ganho significativo; é provável que a melhor condição operacional já tenha sido identificada.

Em geral as características de sedimentabilidade do licor misto dos tanques de aeração foram classificadas como média e ruim. Esta classificação confirma a dificuldade da sedimentação relatada pela equipe operacional e justifica a duração de 80 minutos para decantação do lodo, em vez de 50 minutos conforme proposto no projeto.

O estudo do processo físico-químico indicou que o emprego desta tecnologia para tratamento de esgoto atende aos limites estabelecidos em legislação. Contudo, ao analisar o desempenho do sistema de forma global observa-se que ocorre variação nas características do efluente tratado. Se a dosagem de produto químico utilizada não for adequada para que as reações aconteçam, o desempenho deste processo estará comprometido conforme observado nos ensaios com dosagens baixas de coagulante. Mesmo para as melhores dosagens foi observado, em alguns parâmetros, desvio padrão elevado nos resultados. Este comportamento, que também está associado à variação das características do esgoto bruto, mostra que se o tratamento físico-químico for implantado, o controle operacional do processo deverá ser acompanhado rigorosamente para conduzir o tratamento adequadamente, ajustando as dosagens de produto químico, conforme as mudanças das características qualitativas e quantitativas do esgoto afluente.

Os ensaios realizados na ETE Piloto com esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 50mg/L mostraram que a dosagem de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico

apresentou melhor resultado, com menor desvio padrão e estabilidade nas características do efluente. Já os ensaios efetuados na ETE Piloto com esgoto bruto pertencente à faixa de DBO igual a 100 mg/L mostraram que a dosagem mais eficiente foi 60mg/L de $FeCl_3$, seguida da aplicação de 60mg/L de $FeCl_3$ mais 0,5mg/L de polímero. Embora a aplicação de cloreto férrico isolado tenha apresentado melhores resultados, não é recomendável que se dispense a aplicação de polímero, pois ele forneceu um efluente com menor desvio padrão nos resultados dos parâmetros analisados.

É recomendável a realização de ensaios utilizando esgoto bruto com faixa de DBO acima de 100mg/L, pois conforme constatado nesta pesquisa, no início da chuva o esgoto afluente possui concentração de material orgânico acima das faixas ensaiadas.

A pesquisa mostrou que o lodo gerado no tratamento físico-químico apresentou dificuldades para ser adensado, consequentemente entende-se que também haverá dificuldades no desaguamento. Assim, recomenda-se que seja realizado um estudo sobre o tratamento e disposição do lodo químico.

A análise do fluxograma de funcionamento da estação com tratamento biológico e vazão de 220L/s, mostrou que é possível efetuar o tratamento de toda vazão afluente com o processo de lodo ativado em bateladas, desde que se façam adequações na canaleta de descarte de efluente tratado para comportar o descarte do efluente na vazão de 220L/s.

Durante o tratamento da vazão de 220 L/s, deve-se verificar se o descarte acelerado de efluente provocará algum tipo de curto-circuito, sucção de lodo por efeito vórtice ou qualquer interferência que possa alterar a qualidade do efluente tratado. Também é necessário observar se o tempo de 40 minutos para enchimento, aeração e ocorrência das reações irá afetar de alguma forma o desempenho do tratamento biológico. Do ponto de vista hidráulico e com a vazão de 220 L/s, o sistema biológico instalado não está superdimensionado.

Um estudo a ser realizado para diminuir os custos de operação, a ociosidade e o tempo de espera entre as bateladas, é sobre a manutenção de apenas 03 reatores biológicos em operação durante a época de seca. O quarto tanque entrará em operação, com tratamento biológico, apenas nos dias de excesso de vazão. Como este tanque estará vazio, será necessário transferir lodo dos outros tanques, para se ter comunidade biológica para efetuar o tratamento. Para esta configuração será necessário adaptar algumas unidades da ETE.

A operação contínua de 03 tanques com tratamento biológico e a operação de 01 com processo físico-químico, sendo este acionado apenas nos momentos de sobrecarga, é uma alternativa atraente pois se entende, a princípio, que haverá diminuição dos custos operacionais ao manter em operação, na maior parte do tempo, apenas 03 reatores biológicos ao invés de 04 conforme configuração atual. Aponta-se como uma desvantagem, a necessidade de "dar a partida" no sistema toda vez que houver a necessidade de sua operação. O momento de "dar a partida" no sistema é uma etapa que exige grande atenção, pois será necessário ajustar as dosagens de produtos químicos em função das oscilações das características do afluente e da taxa de aplicação hidráulica. O controle operacional do processo físico-químico deverá ser bem cuidadoso, fato que exige equipe operacional qualificada e instalações físicas adequadas.

A opção em manter os 03 tanques com tratamento biológico e 01 com processo físico-químico em operação contínua, evitará os problemas típicos no momento de "dar a partida", no entanto é preciso estudar se haverá necessidade de se instalar um tanque de equalização de vazão para amortecer as flutuações de vazão de esgoto. É necessário verificar se é viável economicamente operar com esta configuração.

Uma situação atraente para o emprego do tratamento físico-químico é sua implantação na segunda etapa do projeto. Ao invés de se construir mais quatro reatores biológicos pode-se

construir apenas 01 tanque com o tratamento físico-químico dimensionado de forma compacta, sem ocupar grandes áreas.

O estudo realizado nesta pesquisa produziu elementos técnicos para subsidiar futura análise econômica da implantação do tratamento físico-químico. Foi constatado que uma unidade de tratamento físico-químico com decantador laminar é um sistema compacto que permite o tratamento de esgotos com taxas variadas e em tempo menor comparado ao lodo ativado. É um sistema flexível indicado para locais que apresentam grandes variações de vazão, sem que suas unidades componentes sejam superdimensionadas.

Para a ETE Martim de Sá, a adaptação de um tanque biológico para efetuar tratamento físico-químico, será justificável apenas se o tratamento biológico não obtiver bom desempenho para efetuar o tratamento a vazão de 220L/s.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEM SOBRINHO, P. **Tratamento de esgoto – concepções básicas, geração de lodo, consumo de energia e custos de implantação**. São Paulo. 2004

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Water quality & treatment:** a handbook of comunity water supplies. 5th editon. New York: McGraw-Hill. 1849 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standards methods for the examination of water and wastewater.** APHA Washington, 20th ed., 2000

AZEVEDO NETTO, J. M. **Contribuições indevidas para a rede de esgotos.** Revista DAE, São Paulo, número 120, p. 36-38. 1979.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 mar. 2005.

BRASIL. Lei 9605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ou meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 fev. 1998.

BRATBY, J. R. **Treatment of raw wastewater overflows by dissolved-air flotation.** Journal Water Pollution Control Federation, Washington, v 54, number 12, p. 1558-1565, december. 1982.

BRIDOUX, G. A. et al. **Optimised lamellae settling process for run off water treatment.** Water Science Technology, Great Britain, v.38, number 10, p. 107-114, 1998.

CETESB. **Normalização técnica E2.150.** Medidor parshall. 1ª edição. São Paulo, novembro, 1977.

CULP, G. **Chemical treatment of raw sewage / 1:** a review of many methods. Water and Wastes Engineering, Washington, v. 04, number 07, p. 61-63, july. 1967.

DALIGAULT, A. et al. **Stormwater and lamella settlers: efficiency and reality.** Water Science Technology, Great Britain, v.39, number 2, p. 93-101, 1999.

DELPORTE, C.; PUJOL, R.; VION, P. **Optimized lamellae settling for urban stormwater waste**. Water Science Technology, Great Britain, v.32, number 01, p. 127-136, 1995.

DEMIR, A. **Determination of settling and optimum plate angle for plated settling tanks**. Water Reserch, Great Britain, v.29, number 02, p. 611-616, 1995.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ª edição. São Carlos: Rima, 2005. 792 p.

EL SAMRANI, A. G.; LARTIGES, B. S.; VILLIÉRAS, F. **Chemical coagulation of combined sewer overflow: heavy metal removal and treatment optimization.** Water Reserch – A Journal of the International Water Association, Amsterdam, v.42, issues 4-5, p.951-960, february, 2008.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. A Technology Transfer Seminar Publication. **Physical-chemical wastewater treatment plant design**. EPA, 1973. 41 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Office of Water Program Operations Municipal Construction Division. **Chemical aids manual for wastewater treatment facilities**. Washington: EPA, 1979. 141 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Center for Environmental Research Information. **Sequencing Batch Reactors:** summary report. Cincinnati: EPA, 1986. 23 p. (EPA/625/8-86/011).

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico.** 2006. 159 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FERREIRA FILHO, S. S. **Coagulação**. São Paulo: EPUSP, 2008. Material de aula. Departamento de Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

_____. **Floculação**. São Paulo: EPUSP, 2008. Material de aula. Departamento de Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

_____. **Sedimentação Gravitacional**. São Paulo: EPUSP, 2008. Material de aula. Departamento de Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

HALL, J. C.; RISSETTO, C. L.; SANTARELLA JR, J. M. **Control strategies for combined sewer overflow**. Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria, v. 61, number 8, p. 1408-1414. august. 1989.

IRVINE, R. L.; BUSH, A. W. **Sequencing batch biological reactors – an overview**. Journal Water Pollution Control Federation, v xxx, number xxx, february. 1979

KLEMETSON, S. L. **Factors affecting stream transport of combined sewer overflow sediments**. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, v. 57, number 5, p. 390-397, may. 1985.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água**. 2ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1990. 610 p.

LESSARD, P.; BECK, M. B. **Operational water quality management**: control of storm sewage at a wastewater treatment plant. Reserarch Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria, v. 62, number 6, p. 810-819, september / october. 1990.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering:** treatment, disposal and reuse. 3th edition. McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

_____. **Wastewater engineering:** treatment, disposal and reuse. 4th edition. McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

PARECER TÉCNICO Nº 056/97ERTA Análise do projeto de tratamento de esgotos sanitários do Bairro Martim de Sá. Caraguatatuba. 1997. 10 p.

PEARSE, L. et al. **Chemical treatment of sewage.** Sewage Works Journal, New York, v. VII, number 5, p. 997-1108, september. 1935

PIVELI, R. P. **Tratamento de esgotos Sanitários**. São Paulo. 2007.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição:** aspectos físico-químicos. São Paulo: ABES, 2005. 285 p.

QUEIROZ ORSINI. **ETE Martim de Sá Caraguatatuba – Projeto Executivo**. 1996. 66p.

SABESP. Superintendência de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico. **A tecnologia "CEPT" no tratamento de esgotos:** pesquisa aplicada. São Paulo: SABESP, 1996. 82 p.

SABESP. **Avaliação do desempenho do fornecedor**: Stemag Engenharia e Construção Ltda. 2002. 02 p.

SABESP. Unidade de Negócio Litoral Norte. **Posicional de empreendimentos:** sistema de esgotos sanitários Município Caraguatatuba nº RNE-CGT-13/2007. rev 03. Caraguatatuba. Planta. 2007. 01f.

SÃO PAULO. Decreto nº 8468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei 997 de 31 de maio de 1976 que dispões sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado**.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKING, G. F. **Chemistry for Environmental Engineers**. 4th ed., McGraw-Hill, 1994.

SOUSA, C. A. **Controle do intumescimento filamentoso em um sistema de lodos ativado utilizando seletores biológicos.** 2002. 81p. Tese (Magister Scientiae em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

SULDEFELD JUNIOR, G. C. **Efeitos do recebimento do lodo da estação de tratamento de água pelo sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado em bateladas e aeração prolongada do Município de Juquitiba – SP.** 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

TAKAYANAGI, E. et al. **Introduction of plate settler for combined sewer overflow treatment.** Water Science Technolgy. Great Britain. v36, number 8-9, p. 207-212, 1997.

TEMPS, C. A. W.; PAWLOWSKY, U. **Lodo ativado sequencial para tratamento de despejos de industria de refrigerantes**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Ambiental e Sanitária, Porto Alegre. 2000.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS G. **O comportamento do sistema de lodo ativado:** teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande: epgraf, 1999. 488 p.

VOLSCHAN JUNIOR, I. et al. Remoção de nutrientes por processos físico-químicos. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009, Capítulo 10, p. 341-377.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos:** princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996a. 211 p. v.2.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos:** lodo ativado. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996b. 211 p. v.4.

YAO, K. M. **Theorical study oh high-rate sedimentation.** Journal Water Pollution Control Federation. Washington. v 42, number 2 part 1, p. 218-228, february. 1970.

WILDERER, P. A. et al. **Sequencing batch reactor technology**. IWA Publishing, 2001. 96 p.

ZEGHAL, S. et al. **Process control for nutrients removal using lamella sedimentation floating media filtration**. Water Science Technology. Great Bretain. v38, number 3, p.227-235, 1998.

8. ANEXOS

ANEXO A – Planilha de monitoramento da vazão e bateladas

BOLETIM OPERACIONAL - ETE MARTIM DE SÁ **DATA: _____/_____/_____**

TANQUE 1	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA
ENCHENDO E AERANDO					
DECANTADO					
DESCARTANDO CLARIFICADO					
AERANDO PARADO					
DESCARTE DE LODO					

TANQUE 1	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA

TANQUE 2	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA
ENCHENDO E AERANDO					
DECANTADO					
DESCARTANDO CLARIFICADO					
AERANDO PARADO					
DESCARTE DE LODO					

TANQUE 2	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA

TANQUE 3	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA
ENCHENDO E AERANDO					
DECANTADO					
DESCARTANDO CLARIFICADO					
AERANDO PARADO					
DESCARTE DE LODO					

TANQUE 3	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA

TANQUE 4	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA
ENCHENDO E AERANDO					
DECANTADO					
DESCARTANDO CLARIFICADO					
AERANDO PARADO					
DESCARTE DE LODO					

TANQUE 4	NÍVEL DO TANQUE		HORÁRIO		
	INÍCIO	FIM	INÍCIO	FIM	TAXA

ANEXO B – Planilha de controle de descarte do lodo

ETE MARTIM DE SÁ - CONTROLE DESCARTE DO LODO DO TANQUE DE AERAÇÃO PARA O ADENSADOR **MARÇO / 2009**

	1/3/09	2/3/09	3/3/09	4/3/09	5/3/09	6/3/09	7/3/09	8/3/09	9/3/09	10/3/09	11/3/09	12/3/09	13/3/09	14/3/09	15/3/09	16/3/09
N° TANQUE:	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**	**01**
NÍVEL INÍCIO																
NÍVEL FINAL																
HORA INÍCIO																
HORA FINAL																
TAXA																
OPERADOR																
N° TANQUE:	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**	**02**
NÍVEL INÍCIO																
NÍVEL FINAL																
HORA INÍCIO																
HORA FINAL																
TAXA																
OPERADOR																
N° TANQUE:	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**	**03**
NÍVEL INÍCIO																
NÍVEL FINAL																
HORA INÍCIO																
HORA FINAL																
TAXA																
OPERADOR																
N° TANQUE:	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**	**04**
NÍVEL INÍCIO																
NÍVEL FINAL																
HORA INÍCIO																
HORA FINAL																
TAXA																
OPERADOR																

ANEXO C - Condições operacionais da ETE Piloto

Vazão

Foi adotado o valor da vazão afluente (Q) igual a 210L/h

Transformação da vazão afluente em m³/dia

Q = 210 * 24 / 1000 = 5,04 m³/dia

Cálculo do volume de líquido no tanque de mistura rápida

Dimensões:

Largura = 0,18m

Comprimento = 0,18m

Altura de líquido = 0,21m

V = 0,18 * 0,18 * 0,21 = 0,006804m³ = 6,804 L

Cálculo do tempo de mistura rápida

t = V / Q = 6,804 / 210 = 0,0324h = 1,94 minutos

Cálculo do volume dos floculadores

Dimensões:

Largura = 0,25m

Comprimento = 0,24m

Altura de líquido = 0,40m

V = 0,25 * 0,24 * 0,40 * 3 = 0,072m³ = 72L

Cálculo do tempo de floculação

t = V / Q = 72 / 210 = 0,34h = 20,5 minutos

Cálculo da área plana do decantador (Ap)

Largura = 0,16 m

Comprimento = 0,41 m

Ap = 0,16 * 0,41 = 0,0656m²

Cálculo da taxa de aplicação superficial (TAS)

TAS = Q / Ap = 5,04 / 0,0656 = 76,82 m³ / m² / dia = 3,20 m³ / m² / h

Cálculo da velocidade de sedimentação (vs)

Comprimento de uma placa laminar (l) = 0,70m

Distância entre placas (w) = 0,035m

sen 60º = 0,866

cos 60º = 0,5

L = l / w = 0,70 / 0,035 = 20

Sc = 1

vs = (Q * Sc) / [Ap * sen 60º * (L * cos60º + sen60º)] =

vs = (5,04 * 1) / [0,0656 * 0,866 * (20 * 0,5 + 0,866)] =

vs = 8,16 m³ / m² * dia = 0,34 m/h

ANEXO D - Vazão média diária de esgoto bruto afluente à ETE (L/s)

Dia	fev/08	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09
1	45,60	52,25	40,85			28,83	25,85	32,19	36,78	28,40	31,75	78,47	43,60	46,25	36,06	40,91	35,32	29,25	83,45
2	55,25	41,16	37,81		31,90	24,53	24,09	28,12	40,94	40,54	27,93	66,22		43,48	39,16	42,21	36,30	31,02	60,48
3	64,43	38,31	37,63	59,66	29,56	27,79	41,22	31,27	34,02	30,16	26,94	65,59	54,25	46,27	33,38	46,49	27,53	28,55	46,95
4		39,94	44,30	40,75	43,96	25,24	22,32	34,25	37,89	32,66	23,93	50,57	91,24	40,11	35,86		28,65	30,16	41,86
5	68,09	33,60	40,02	35,66	33,17	26,62	26,27	28,21	30,36	26,04	28,67		63,85	37,35	29,41	52,22	31,69	32,34	42,54
6	40,67	32,85	41,20	32,77	36,05	28,18	23,55	29,31	30,01	34,16	32,96	63,82	52,55	40,15	32,12	37,84	24,73	30,14	34,18
7	48,47	33,52	56,13	32,84	35,22	25,31	35,25	31,43	35,82	32,35	31,40	54,91	49,50	42,27	37,10	34,37	27,76	30,49	35,74
8	51,12	34,39	39,04	31,93	27,11	26,97	33,27	38,07	69,02	31,12	31,04	40,88	39,87	35,89	33,63	37,53	31,08	27,22	
9	41,41	34,17	36,87	28,21	32,45	23,67			74,41	27,40	32,79	50,08	47,40	47,60	52,46	33,85	28,62	32,19	34,66
10	43,61	29,46	41,23	26,20	28,78	29,29	39,13	37,35	48,37	35,46	34,11		43,09	36,23	39,79	34,40	35,03	34,78	35,97
11	36,21	30,45	39,19	28,47	30,05	29,17	30,31	36,05	40,54	37,12	27,67		41,06	36,95	40,74	32,47	35,21		35,23
12	31,30	41,62	35,97	30,11	24,76	30,48	26,54	26,69	34,53	46,00	31,44	64,64		40,13	39,11	36,44	32,91	44,25	30,84
13	35,60		34,57	28,96	32,28	25,59	25,54	36,22	33,24	40,86	32,27	40,32		47,71	34,65		32,68	40,09	36,43
14	37,41	44,87	43,65	29,83	29,34	23,93	24,73	45,17	29,71	40,26	31,47	55,68	75,14	40,35	32,96	39,54	30,16	35,93	31,22
15	36,51			31,87	28,32	26,46	32,85	44,15	35,30	39,82	38,02	61,93		49,46	38,16	38,04	29,54	42,23	36,79
16	37,77		45,44	28,56	29,35	28,25	26,74	49,62	31,18	32,31	55,99	44,29	70,88	42,13	37,66	34,96	27,80	39,78	33,74
17	33,22	40,04	51,79	26,23	28,51	30,61	28,43	41,52	46,91		47,02	61,81	48,22	43,73	36,26	26,54	29,86	37,09	34,36
18	34,94	35,52	39,68	27,84	25,52	24,22	25,84	44,30			40,67	59,56	40,67	52,28	39,93	26,54	26,80	33,89	30,42
19	37,88	30,40	44,28	26,43	27,14	28,91	22,68	35,72			31,64	50,39	46,95		36,92	32,84	24,05	29,96	30,68
20	29,95	31,42	55,52	24,73	25,61	22,63	23,89	33,61	39,15	43,99	34,21	44,23	45,25	44,90	38,14	32,31	28,36	27,61	33,83
21	36,50	37,16	48,08	24,72	27,88	25,23	23,39	30,65	21,04	49,21	37,90	49,88	47,87	41,73		30,51	25,64	32,39	50,81
22	41,82	44,60	38,78	27,59	24,79	30,07	24,56	33,20	40,65	59,60	40,28	53,95	65,69	37,88		32,67	23,20	33,96	42,81
23	47,65	45,34	61,32	30,12	25,00			28,61	40,23	44,17	37,17	57,99	58,19	40,78	55,34	30,87	31,13	25,62	37,40
24	44,24	44,12	41,83	33,00	21,64	26,23	33,54	27,96	39,34	39,52	43,54	67,99		49,81	45,51	26,33	24,44	48,68	40,96
25	54,43		44,79	27,31	35,98	21,53	34,84	31,96	42,19	37,39		71,60		41,00	42,25	31,69	29,49	49,13	41,79
26			39,63	27,14	35,29	33,84	26,19	34,38	46,97	33,11		51,50	59,06	37,29	42,92	29,35	35,95	65,83	42,39
27		62,30	39,24	24,67	25,60	29,08	28,86	47,99	36,58	46,19		77,58	55,08	36,36	52,36	32,36	45,77	46,96	41,54
28	51,25	56,78	36,18	26,36	28,34	26,37	26,66	53,73	31,44	47,69	76,59	66,54	52,99	32,43	45,73	33,44		48,00	32,45
29	41,78	41,68	37,36	23,81	24,93	22,70		43,09	37,40	45,92	60,84	51,59		41,46	37,37	48,10	34,81		
30		65,67	37,80	16,99	26,28	24,26	39,22	35,43	38,69	34,00	62,38	64,48		45,95	46,35	34,91	35,71	62,72	
31		36,44		22,98		24,31	32,45		30,42		68,76	54,85		32,76		27,76			

ANEXO E - Resultados das análises de DQO - SABESP

DQO (mg/L)		
Data	**Afluente**	**Efluente**
15/11/05	243	88
15/11/05	198	63
23/1/06	102	10
9/3/06	374	45
9/3/06	206	51
3/4/06	105	32
3/4/06	160	21
5/7/06	149	97
5/7/06	163	96
6/10/06	149	91
6/10/06	154	93
13/12/06	77	59
4/1/07	395	29
4/1/07	355	60
4/2/07	318	89
4/2/07	321	87
12/4/07	98	44
12/4/07	98	40
1/7/07	485	22
2/1/08	368	129
2/1/08	372	131
4/2/08	272	122
4/2/08	261	109
1/4/08	118	47
1/4/08	247	43
1/7/08	187	33
1/7/08	199	31

ANEXO F - Resultados análises de DBO - SABESP

DBO (mg/L)		
Data	**Afluente**	**Efluente**
15/11/05	112	32
9/3/06	173	21
9/3/06	118	29
3/4/06	47	
3/4/06	61	
5/7/06	69	49
5/7/06	73	54
6/10/06	63	31
6/10/06	69	32
4/1/07	147	13
4/1/07	152	21
4/2/07	128	37
4/2/07	119	33
1/7/07	274	15
2/1/08	153	72
2/1/08	175	62
4/2/08	112	53
4/2/08	147	47
1/4/08	72	15
1/4/08	127	21
1/7/08	187	33
1/7/08	131	21

ANEXO G - Resultados das análises de sólidos do licor misto e lodo descartado do tanque de aeração

TABELA G1 - Resultados das análises de sólidos do licor misto

Data	Tanque	S Sedim	IVL	SST	SSV	SSF
09/04/09	2	810	207	3906		
18/04/09	2	870	215	4053	2300	1753
30/04/09	4	880	226	3887	2260	1627
16/05/09	1	610	211	2893	1647	1246
16/05/09	2	500	155	3233	1707	1526
23/05/09	2	610	180	3393	2267	1126
30/05/09	2	660	200	3307	1747	1560
11/06/09	1	370	149	2487	1400	1087
11/06/09	3	780	200	3907	2267	1640
04/07/09	3	470	173	2713	1693	1020
09/07/09	3	350	134	2613	1600	1013
18/07/09	2	240	112	2140	1327	813
01/08/09	2	340	115	2953	1760	1193
08/08/09	2	210	100	2093	1280	813
15/08/09	4	530	170	3120	1953	1167
22/08/09	2	230	113	2027	1340	687
29/08/09	3	230	64	3607	1813	1794

TABELA G2 - Resultados das análises de sólidos lodo descartado

Data	Tanque	SST	SSV	SSF
18/04/09	2	5853	3167	2686
30/04/09	3	5100	2860	2240
16/05/09	4	5593	3167	2426
23/05/09	4	4840	2813	2027
04/07/09	2	4113	2547	1566

Observações:

1) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
2) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
3) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
4) S Sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (mL/L)
5) IVL: Índice volumétrico do lodo (mL/g)

ANEXO H – Cálculo das condições operacionais da ETE

Fator de Carga (f) considerando DBO média

Considerações:

$DBO_{5,20}$ = 123mg/L (tabela 5.6)

$DBO_{5,20}$ (S_0) = 123 * 10^{-6} / 10^{-3} = 0,123 kg/m³

Vazão média em 2009 (Q) = 42,09 L/s = 42,09 * 3,6 = 152 m³/h * 24 = 3648m³/dia

SST médio nos 04 tanques de aeração = (2690 + 3012 + 3210 + 3504) / 4 = 3104 mg/L = 3,104 kg/m³

Volume de um tanque de aeração cheio (V) = 1306,34 m³

f = (Q * S_0) / (V * SST) = (3648 * 0,123) / (1306,34 * 3,104) = **0,11 kg DBO / kg SSV * dia**

Relação Alimento / Microorganismo (A/M) considerando DBO média

Considerações:

$DBO_{5,20}$ = 123mg/L (tabela 5.6)

$DBO_{5,20}$ (S_0) = 123 * 10^{-6} / 10^{-3} = 0,123 kg/m³

Vazão média em 2009 (Q) = 42,09 L/s = 42,09 * 3,6 = 152 m³/h * 24 = 3648m³/dia

SSV médio nos 04 tanques de aeração = (1524 + 1716 + 1843 + 2107) / 4 = 1798mg/L = 1,798 kg/m³

Volume de um tanque de aeração cheio (V) = 1306,34 m³

A / M = (Q * S_0) / (V * SSV) = (3648 * 0,123) / (1306,34 * 1,798) = **0,19 kg DBO / kg SSV * dia**

Relação Alimento / Microorganismo (A/M) considerando DQO da Figura 5.10 ponderada em função da vazão

Vazão afluente à estação no dia 19/12/08:

Das 13:30 às 17:10 = 36,58 L/s

Das 17:10 às 21:00 = 35,06 L/s

Das 21:00 às 3:00 = 22,98 L/s

Das 3:00 às 9:00 = 25,40 L/s

Das 9:00 às 13:00 = 32,66 L/s

DQO média ponderada = { [(274 + 256 + 239 + 204) / 4 * 36,58] + [(222 + 198 + 184 + 199) / 4 * 35,06] + [(183 + 185 + 182 + 164 + 162) / 5 * 22,98] + [(140 + 127 + 169 + 421 + 100 + 105) / 6 * 25,40] + [(174 + 204 + 313 + 305 + 335) / 5 * 32,66] } / { 36,58 + 35,06 + 22,98 + 25,40 + 32,66} = 217mg/L

DQO (S_0) = 217 * 10^{-6} / 10^{-3} = 0,217 kg/m³

SSV médio nos 04 tanques de aeração = (1524 + 1716 + 1843 + 2107) / 4 = 1798mg/L = 1,798 kg/m³

Vazão média em 2009 (Q) = 42,09 L/s = 42,09 * 3,6 = 152 m³/h * 24 = 3648m³/dia

Volume de um tanque de aeração cheio (V) = 1306,34 m³

A / M = (Q * S_0) / (V * SSV) = (3648 * 0,217) / (1306,34 * 1,798) = **0,34 kg DQO / kg SSV**

ANEXO I - Resultados das concentrações de Oxigênio Dissolvido (mg/L)

Pontos de medição de Oxigênio Dissolvido (mg/L) - Tanque 01								
Data	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**
5/1/09	0,45	0,47	0,24	0,57	0,20	0,24	0,57	1,00
6/1/09	3,11	2,05	1,03	0,28	0,19	0,37	1,40	2,70
9/1/09	2,21	0,41	0,24	0,24	0,11	0,33	1,31	1,61
13/1/09	0,35	0,13	0,07	0,09	0,08	0,11	1,01	1,15
14/1/09	0,40	0,38	0,18	0,07	0,30	0,33	0,42	0,31
20/1/09	0,63	0,22	0,21	0,17	0,15	0,10	0,42	0,49
23/1/09	1,47	0,83	0,95	0,77	0,35	0,57	1,32	0,40
9/4/09	1,16	0,24	0,22	0,60	0,21	0,40	0,82	1,15

Pontos de medição de Oxigênio Dissolvido (mg/L) - Tanque 02								
Data	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**
5/1/09	0,77	1,80	0,26	0,31	0,08	0,35	0,47	0,46
8/1/09	0,10	0,40	0,14	0,07	0,08	0,32	0,30	0,40
8/1/09	0,42	1,14	0,64	0,76	0,21	0,68	0,36	0,70
16/1/09	0,33	0,18	0,17	0,14	0,18	0,09	0,28	0,42
22/1/09	1,42	1,01	1,09	0,80	0,93	0,80	1,25	1,11
18/4/09	0,60	0,50	0,45	0,30	0,35	0,40	0,66	0,32

Pontos de medição de Oxigênio Dissolvido (mg/L) - Tanque 03								
Data	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**
6/1/09	0,45	0,29	0,34	0,19	0,21	0,29	0,23	0,22
12/1/09	0,05	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04

Pontos de medição de Oxigênio Dissolvido (mg/L) - Tanque 04								
Data	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**
9/1/09	0,16	0,16	0,70	0,40	0,30	0,09	0,21	0,47
15/1/09	0,70	0,31	0,50	0,30	0,23	0,27	0,33	0,40
16/1/09	0,83	0,27	0,15	0,19	0,21	0,28	0,39	0,41

ANEXO J - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

TABELA J1 - Ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 30mg/L de sulfato de alumínio

Data	Amostra	DQO	DQO filt	DBO	DBO filtr	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
15/11/08	Esg bruto	82		43		182	47	38	36	2	2,40	6,82	169	450			
15/11/08	Efluente trat	91	54	32	36	181	43	20	15	5	1,46		139	432		1,06	
14/02/09	Esg bruto	104		57		136	31	46	24	22	3,40	6,92	150	392			
14/02/09	Efluente trat	93	54	34		133	35	100	56	44	2,35	7,23	125	413		0,94	
21/02/09	Esg bruto	130		68		145	42					7,09	161	466			
21/02/09	Efluente trat	109	94	39	32	200	56					6,96		537		1,05	
21/08/09	Esg bruto	127		66		129	71	76	48	28	0,80	7,35	48	155			
21/08/09	Efluente trat	68	34	36	14	114	42	48	34	14	0,72	6,97	42	186		1,32	
28/08/09	Esg bruto	140		77		168	37	34	26	8	1,55	6,88	119	360			
28/08/09	Efluente trat	106	80	53	50	171	29	54	36	18	0,62	7,24	115	389		1,44	

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO J - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

TABELA J2 - Ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio

Data	Amostra	DQO	DQO filt	DBO	DBO filtr	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
15/11/08	Esg bruto	82		43		182	47	38	36	2		6,82	169	450			
15/11/08	Efluente trat	77	39	31	23	75	15	12	10	2			115	418		0,88	
15/11/08	Lodo							1776	970	806							360
14/02/09	Esg bruto	104		57		136	31	46	24	22	2,40	6,92	150	392			
14/02/09	Efluente trat	57	39	29	22	46	8	24	14	10	0,50	6,93	106	411		0,59	
14/02/09	Lodo							1142	562	580							230
21/02/09	Esg bruto	130		68		145	42				3,40	7,09	161	466			
21/02/09	Efluente trat	101	81	35	34	199	61				2,08	7,21	149	523		1,60	
16/10/09	Esg bruto	117		67		201	93	70	64	6	2,22	6,33	119	397			
16/10/09	Efluente trat	61	42	37	23	83	27	36	34	2	1,22	6,45	78	405			
16/10/09	Lodo							1760	1140	620							240

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO J - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

TABELA J3 - Ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 40mg/L de cloreto férrico

Data	Amostra	DQO	DQO filt	DBO	DBO filtr	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
20/12/08	Esg bruto	107		52			52	66	50	16	2,25		143	410	6,20		
20/12/08	Efluente trat	77	66	41	31		20	36	25	11	1,25	6,82	132	506	5,40		
07/03/09	Esg bruto	101		48		138	36	56	42	14	4,45	7,01	119	768	4,45		
07/03/09	Efluente trat	64	47	23	25	52	6	22	17	5	1,99	6,79	81	800	1,99		
07/03/09	Lodo							1280	772	508							550
13/03/09	Esg bruto	99		52		113	29	77	58	19	2,99	6,86	123	354	3,73		
13/03/09	Efluente trat	47		25	9	158	15	62	49	13	1,77	6,89	83	389	1,22		
13/03/09	Lodo							1424	820	604							520
14/03/09	Esg bruto	133		72		147	53				2,47	6,89	97	295	4,58		
14/03/09	Efluente trat	73	53	36		34	3				1,48	6,77	72	319	1,54		
20/03/09	Esg bruto	73		41		127	32	101	72	29	2,31	6,77	140	367	4,07		
20/03/09	Efluente trat	32	19	17		107	21	88	29	59	1,32	7,01	100	387	1,62		

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO J - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

TABELA J4 - Ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de cloreto férrico

Data	Amostra	DQO	DQO filt	DBO	DBO filtr	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
20/12/09	Esg bruto	107		52			52	66	50	16	2,25		143	410	6,20		
20/12/09	Efluente trat			39			28	55	38	17	0,50	6,61	125	601	1,45		
14/03/09	Esg bruto	133		72		147	53				2,47	6,89	97	295	4,58		
14/03/09	Efluente trat	64	39	35		21	2				0,47	6,54	80	335	0,75		
09/04/09	Esg bruto	125		53		123	56				1,33	6,89	70	213	2,73		
09/04/09	Efluente trat	18	9	13	7	23	3	6			0,32	5,87	17	255	1,52		
09/04/09	Lodo							2253	987	1266							550
24/04/09	Esg bruto	112		61			28				2,99	7,03			2,53		
24/04/09	Efluente trat	27	14	12	8						2,00				1,21		
24/04/09	Lodo							3627	1440	2187							910

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO J - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO

TABELA J5 - Ensaios com esgoto bruto a 50mg/L de DBO e aplicação de 40mg/L de cloreto férrico e 0,5mg/L de polímero catiônico

Data	Amostra	DQO	DQO fi	DBO	DBO fi	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
30/05/09	Esg bruto	125		66		162	49	140	90	50	2,61	7,31	158	443	4,60		
30/05/09	Efluente trat	46	36	27	17	79	9	26	24	2	0,64	6,88	123	481	3,10		
30/05/09	Lodo							1947	1113	834							400
01/08/09	Esg bruto	122		61		153	51	68	48	20	1,80	6,98	144	437	3,70		
01/08/09	Efluente trat	41	27	19	15	54	7	14	14	0	0,14	6,94	110	438	1,92		
01/08/09	Lodo							2633	1380	1253							770
22/08/09	Esg bruto	150		79		136	48	94	72	22	1,72	7,24	93	442	3,28		
22/08/09	Efluente trat	60	48	31	22	33	3	14	8	9	0,97	6,78	67	450	1,04		
22/08/09	Lodo							2600	1333	1267							910
29/08/09	Esg bruto	100		61		176	42	42	28	14	1,72	6,85	123	400	5,40		
29/08/09	Efluente trat	52	41	27	22	86	9	16	7	9	0,71	6,73	89	406	4,10		
29/08/09	Lodo							1727	793	934							900

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO K - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

TABELA K1 - Ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 70mg/L de sulfato de alumínio

Data	Amostra	DQO	DQO fi	DBO	DBO fi	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
29/11/08	Esg bruto	217		103		193	64	67	54	13	3,90	6,88	174	562			
29/11/08	Efluente trat	70		39	10	191	54	77	57	20	2,35		145	585		1,67	
29/11/08	Lodo							3710	2284	1426							
07/02/09	Esg bruto	198		101		193	51	57	22	35	3,36	6,90	180	530			
07/02/09	Efluente trat	106		71		212	55	33	12	21	2,37	7,13	142	532		2,06	
07/08/09	Esg bruto	219		132		242	82	96	72	24	2,65	7,00	131	468			
07/08/09	Efluente trat	179	104	111	80	215	70	88	70	18	1,60	7,03	81	453		1,54	
07/08/09	Lodo							1573	1127	446							190
14/08/09	Esg bruto	192		102		232	82	102	80	22	2,39	6,99	128	412			
14/08/09	Efluente trat	147	73	82	40	254	68	86	70	16	1,96	6,83	112	483		1,79	
14/08/09								620	413	207							

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO K - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

TABELA K2 - Ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 30mg/L de cloreto férrico

Data	Amostra	DQO	DQO fi	DBO	DBO fi	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptot	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
13/12/08	Esg bruto	203		107			61	91	63	28	2,85	6,58	140	437	5,74		
13/12/08	Efluente trat	55		24	19		17	25	19	6	1,90		110	443	5,30		
30/04/09	Esg bruto	235		111		227	118	96	92	4	2,60	6,87	121	435	4,90		
30/04/09	Efluente trat	202	119	89	37	302	69	72	68	4	2,60	6,95	108	451	11,00		
23/05/09	Esg bruto	212		124		159	51	58	50	8	2,72	7,06	100	347			
23/05/09	Efluente trat	154	142	79		273	55	80	56	24	2,36	6,84	86	399	2,44		
11/06//9	Esg bruto	230		103		178	98	120	96	24	1,55	6,99	87	296	3,10		
11/06//9	Efluente trat	164	100	48	22	327	82	92	56	36	1,41	6,69	71	384	11,50		
11/06//9	Esg bruto	209		128		170	77	90	76	14	2,20	7,21	98	302	5,00		
11/06//9	Efluente trat	108	91	56	27	234	47	72	58	14	1,50	6,76	70	318	10,00		

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO K - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

TABELA K3 - Ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de cloreto férrico

Data	Amostra	DQO	DQO fi	DBO	DBO fi	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
28/03/09	Esg bruto	174		87		153	35					6,76	138	386	4,58		
28/03/09	Efluente trat	60	23	33	14	36	3				0,54	6,69	76	379	2,45		
18/04/09	Esg bruto	297		162		335	173				3,62	7,10	188	549	8,65		
18/04/09	Efluente trat	38	22	19	12	42	5				0,35	6,85	133	547	0,83		
18/04/09	Lodo							2667	1447	1220							950
12/06/09	Esg bruto	212		148		202	78	112	90	22	2,25	7,16	136	389	2,95		
12/06/09	Efluente trat	118	90	46	36	88	12	30	24	6	0,45	6,43	69	422	3,85		
12/06/09	Lodo							2293	1287	1007							880
04/07/09	Esg bruto	241		154		248	88	102	84	18	3,16	6,91	172	731	3,60		
04/07/09	Efluente trat	147	110	87	75	241	42	62	42	20	2,24	6,75		728	10,80		
04/07/09	Lodo							2493	1560	933							610
09/07/09	Esg bruto	258		161		220	106	114	90	24	1,80	6,99	183	619	4,36		
09/07/09	Efluente trat	70	55	37	22	65	7	30	14	16	0,40	6,78	123	635	2,36		
09/07/09	Lodo							2287	1240	1047							950

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO K - Resultados das análises dos ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO

TABELA K4 - Ensaios com esgoto bruto a 100mg/L de DBO e aplicação de 60mg/L de cloreto férrico e 0,5 mg/L de polímero catiônico

Data	Amostra	DQO	DQO f	DBO	DBO fi	Cor ap	Turb	SST	SSV	SSF	Ptotal	pH	Alk	Cond	Fe tot	Al tot	S sedim
18/07/09	Esg bruto	232		117		203	74	74	64	10	2,12	7,25	118	412	3,20		
18/07/09	Efluente trat	95	72	63	48	91	12	22	18	4	0,64	6,66	79	479	3,80		
18/07/09	Lodo							2373	1440	933							920
08/08/09	Esg bruto	245		138		290	108	158	122	36	2,57	7,01	145	505	5,96		
08/08/09	Efluente trat	88	63	47	39	59	6	38	22	16	0,30	6,60	91	524	2,24		
08/08/09	Lodo							1860	1007	853							850
15/08/09	Esg bruto	225		142		199	71	92	80	12	1,84	7,11	98	376	2,76		
15/08/09	Efluente trat	98	89	55	43	206	30	38	28	10	0,92	6,45	56	409	7,68		
15/08/09	Lodo							2400	1587	813							410
24/10/09	Esg bruto	265		151		291	190	272	182	90	5,25	6,62	161	468	5,52		
24/10/09	Efluente trat	46	34	27	21	70	7	18	10	8	0,36	6,85	100	466	2,30		
24/10/09	Lodo							2880	1567	1313							950

Observações:

1) DQO : Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
2) DQO filtr: Demanda Química de Oxigênio Filtrada (mg/L)
3) DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
4) DBO filtr: Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada (mg/L)
5) Cor ap: Cor aparente (UC)
6) Turb: Turbidez (NTU)
7) SST: Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
8) SSV: Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
9) SSF: Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
10) Ptotal: Fósforo total (mgP/L)
11) O valor de pH do efluente tratado refere-se ao pH de coagulação
12) Alk: Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)
13) Cond: Condutividade (µs/cm)
14) Fe tot: Ferro total (mg/L)
15) Al tot: Alumínio total (mg Al/L)
16) S sedim: Sólidos sedimentáveis em proveta de 1000mL (ml/L)
17) Esg bruto: esgoto bruto sem tratamento
18) Efluente trat: efluente tratado

ANEXO L – Ciclo das bateladas

Cálculo da vazão de descarte de efluente clarificado

Considerações:

Volume do tanque: 1306,34m³

Volume descartado: 40% do volume do tanque: 40% * 1306,34 = 522m³

Duração do descarte: 02 horas

Vazão de descarte: (522 / 2) / 3,6 = 72 L/s

Cálculo do tempo de enchimento (t) de um tanque para vazão de 220L/s

Considerações:

Volume do tanque: 1306,34m³

Volume disponível para enchimento (V): 40% do volume do tanque: 40% * 1306,34 = 522m³

Vazão afluente (Q): 220 L/s * 3,6 = 792 m³/h

t = V / Q = 522 / 792 = 0,66h = 40 minutos

ANEXO M - Dimensionamento das unidades do processo físico-químico (escala real)

Vazão

Foi adotado o valor da vazão afluente (Q) igual a 112L/s

Transformação da vazão afluente em m³/h

Q = 112 * 3,6 = 403m³/h = 9677m³ / dia

Cálculo do volume das unidades de floculação

Adotar o tempo de floculação utilizado no estudo da unidade piloto igual a 0,34h

V = Q * t = 403 * 0,34 = 137 m³

Adotar 03 tanques de floculação com volume de 46m³ cada.

Cálculo da área do floculador

Adotar altura do tanque de floculação igual a 3,90m (altura útil do reator biológico)

Área total = V / h = 136 / 3,90 = 35m²

Área de cada floculador = 35 / 3 = 12m²

Dimensões dos floculadores

Pode-se adotar as seguintes dimensões para cada floculador:

Largura = 3,50m

Comprimento = 3,50m

Altura = 3,90m

Cálculo da área plana do decantador

Adotar os seguintes parâmetros:

Comprimento das placas (l) = 1,20m

Espaçamento entre as placas (w) = 0,06m

L = l / w = 1,20 / 0,06 = 20

Ângulo de inclinação das placas = 60º

Velocidade de sedimentação (qs) = 8,16 m³ / m² * dia = 0,34 m/h

Sc = 1

qs = (Q * Sc) / [Ap * sen 60º * (L * cos60º + sen60º)]

8,16 = (9677 * 1) / [Ap * 0,866 * (20 * 0,5 + 0,866)]

8,16 = 9677 / [Ap * 0,866 * (10,866)]

8,16 = 9677 / [Ap * 9,41]

Ap = 9677 / 76,78

Ap = 126m²

Dimensões do decantador laminar

Considerando relação comprimento (C) / largura (L) = 2,5, temos que C = 2,5L

C * L = 126m²

2,5L * L = 126

L = 7,10m

C = 17,75m