GILBERTO CARLOS SUNDEFELD JÚNIOR

PÓS-TRATAMENTO E DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DE REATORES UASB E
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO VISANDO AO USO AGRÍCOLA

São Paulo

2012

GILBERTO CARLOS SUNDEFELD JÚNIOR

PÓS-TRATAMENTO E DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DE REATORES UASB E
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO VISANDO AO USO AGRÍCOLA

Tese de doutorado apresentada à
Escola Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do título de
doutor em Engenharia Civil, Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Civil.

São Paulo

2012

GILBERTO CARLOS SUNDEFELD JÚNIOR

PÓS-TRATAMENTO E DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DE REATORES UASB E
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO VISANDO AO USO AGRÍCOLA

Tese de doutorado apresentada à
Escola Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do título de
doutor em Engenharia Civil, Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Civil.

Área de concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária

Orientador:
Prof. Dr Roque Passos Piveli

São Paulo

2012

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 outubro de 2012.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Sundefeld Júnior, Gilberto Carlos

Pós-tratamento e desinfecção de efluentes de reatores UASB e de lagoas de estabilização visando ao uso agrícola / G.C.

Sundefeld Júnior. – ed.rev. -- São Paulo, 2012.

208 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

1. Reatores anaeróbios 2. Lagoas de estabilização 3. Filtração 4. Desinfecção 5. Cloro 6. Radiação Ultravioleta 7. Reuso da água I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental II. t.

À Marici, Luiza e Guilherme, minha família
Pela sua presença e compreensão
Aos meus pais
Pelo exemplo e incentivo

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Professor Roque Passos Piveli pela orientação e suas experiências transmitidas que muito contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP, em especial aos Técnicos Fábio Campos e Laerte Cícero de Carvalho, do Laboratório de Saneamento Prof. Lucas Nogueira Garcez, à secretária do Programa de Pós Graduação Wandréa Dantas e aos colegas pesquisadores Silvana Audrá Cutolo, Luciano Queiroz, Jeferson Gaspar Santos, Humberto Ruggeri Jr, Carolina Yabroudi, Mailer, Rodrigo, Fernando e Everton.

Ao Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera – NUPEGEL – ESALQ, em especial aos professores Célia Regina Montes e Adolpho José Melfi pelo apoio e pela coordenação do projeto temático FAPESP.

À professora Tamara Gomes por expor seus conhecimentos e esforços, os quais foram fundamentais para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos colegas de pesquisa pelo NUPEGEL, Bruno Pereira, Magnus Deon, Marcos Schaaf; estagiários Adriano Lenin, Diego Moreira e Roberta Santin, e todos aqueles que próximos ou distantes participaram da pesquisa; colaboradores Charlão, Sr. Valdemar, Gilberto e Curió.

Ao SEMAE Piracicaba e seus colaboradores João Marconato, Liliane, Vivaldo, Ronaldo, Júlio, Valdemar, Celso, Sr. Naves e todos aqueles que estiveram presentes, por ceder as instalações das ETES Piracicamrim e CECAP.

Aos laboratórios LACI da FPTE – Lins, Maurício Macedo, e Divisão de Controle Sanitário - SABESP, Marta Inoue, pela realização dos ensaios de THMs.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela bolsa de doutorado concedida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP pelo apoio concedido (04/14315-04)

“E o futuro é uma astronave que tentamos pilotar”

(Toquinho / Vinicius de Moraes, G. Morra e M. Fabrizio)

RESUMO

Estudaram-se soluções para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB e de lagoas de estabilização visando à utilização em irrigação de culturas agrícolas. Nesta aplicação, normalmente são desejáveis bons níveis de remoção de sólidos em suspensão e graus elevados de desinfecção, além da conservação dos principais nutrientes. No caso do efluente de reatores UASB em escala real, foram construídas unidades em escala piloto envolvendo sedimentação, filtração e radiação UV. No primeiro experimento, o efluente dos reatores UASB passou por filtro de areia pressurizado em alta taxa e por reator UV de fluxo contínuo. Nesta etapa a concentração de sólidos em suspensão (SST) no efluente dos reatores UASB teve média de 233 mg/L, devido a problemas operacionais, sendo que o filtro apresentou eficiência média de 60% de remoção de sólidos em suspensão. Porém, como o filtrado apresentou absorvância ainda elevada, média de $0,476 \text{ cm}^{-1}$, a desinfecção UV resultou ineficiente e a contagem de coliformes do efluente final incompatível com o uso agrônômico pretendido. No segundo experimento, o efluente dos reatores UASB recebeu tratamento complementar passando por decantador de alta taxa e filtração em leito de manta geotêxtil, seguindo finalmente para a desinfecção UV. A concentração de SST no efluente dos reatores UASB, sanados os problemas operacionais da ETE teve valor médio de 82 mg/L. Com essa concentração afluente relativamente baixa, o decantador lamelar demonstrou-se pouco eficiente e apresentou efluente com SST médio de 67 mg/L. No entanto, foi bastante útil para conter picos de concentração de sólidos no efluente dos reatores UASB, protegendo a etapa posterior de filtração. No efluente do filtro de manta geotêxtil, o SST médio foi de apenas 7 mg/L, ABS (254nm) de $0,245 \text{ cm}^{-1}$ e Turbidez de 11 UNT. A desinfecção do efluente por radiação ultravioleta com dose recebida de $2,44 \text{ W.h/m}^3$, resultou satisfatória com média geométrica de $1,12 \times 10^1$ NMP/100mL de *E coli*. No caso do efluente de sistema de lagoas de estabilização em escala real, aplicou-se pós-tratamento em escala piloto composto de filtro de areia pressurizado de alta taxa seguido de desinfecção por hipoclorito de sódio. A concentração de SST no efluente da lagoa facultativa teve média de 117 mg/L, enquanto que a média no efluente do filtro foi de 87 mg/L. Para concentrações de cloro dosado de 2,9; 6,2 e 11,7 mg/L, as

médias geométricas das densidades de *E coli* no efluente final resultaram $1,13 \times 10^2$ NMP/100mL, $1,01 \times 10^1$ NMP/100mL e valor não detectado pelo método, respectivamente. Concluiu-se que é possível aplicar pós-tratamentos relativamente simples aos efluentes de reatores UASB e de lagoas de estabilização, quando se deseja uso agrônômico e as principais condições operacionais destas unidades puderam ser avaliadas.

Palavras Chave: Reatores anaeróbios; Lagoas de estabilização; Filtração; Desinfecção; Cloro; Radiação Ultravioleta; Reuso da água

ABSTRACT

It was studied the application of a simple and economical post-treatment of effluent from wastewater treatment plant for the purpose of use on irrigation of agricultural crops. The research was conducted in two different wastewater treatment plants, (1) WTP UASB reactors with two application of post-treatment: (1.1) Post treatment with a sand bed filter pressurized at high-rate followed by ultraviolet disinfection. In this step, the concentration of suspended solids (TSS) in the effluent from the UASB reactor was 233 mg/L, the filter had efficiencies of 60% removal of suspended solids in the effluent from the UASB reactor, however, was not an appropriate result for effective disinfection of the effluent in the ultraviolet reactor. Absorbance values reached an average of 0.476 cm^{-1} . (1.2) Post-treatment at a high rate clarifier and on geotextile bed filtration to apply the ultraviolet disinfection. The concentration of TSS in the UASB reactor effluent has an average value of 82 mg/L, the concentration of the same parameter in the effluent from the clarifier was 67 mg/L and effluent of the filter geotextile, 7 mg/L. The system removed 91% of TSS in the effluent of the UASB reactor. In this experiment there was obtained a post-treated effluent with ABS (254nm) of 0.245 cm^{-1} and a turbidity of 11 NTU. The disinfection of the effluent by ultraviolet radiation with a dose received of 2.44 W.h/m^3 , obtained satisfactory results with geometric mean of $1.12 \times 10^1 \text{ NMP/100mL } E \text{ coli}$. (2) WTP by stabilization ponds with post-treatment in a pressurized sand filter followed by high-rate disinfection by sodium hypochlorite solution. A TSS concentration in the effluent from facultative pond had an averaged 117 mg/L, the concentration of the same parameter in the effluent of the filter was 87 mg/L. With application of $2.88 \text{ mgCl}_2/\text{L}$ resulted in $1.13 \times 10^2 \text{ NMP/100mL } E \text{ coli}$, for the application of 6.2 and 11.7 mg/L chlorine was obtained $1.01 \times 10^1 \text{ NMP/100mL } E \text{ coli}$ and ND, respectively.

Key words: anaerobic reactors; stabilization ponds; filtration; disinfection, chlorine, ultraviolet radiation, reclaimed water.

LISTA DE FIGURAS

Figura - 1	Variação diária típica de vazão de esgoto sanitário. Fonte: Adaptado de José Roberto Campos, FINEP, 1999.....	8
Figura - 2	Curva de cloro residual em água com presença de amônia. (Fonte: Ricardo Franci Gonçalves, 2003).....	25
Figura - 3	Efeitos da matéria particulada na desinfecção UV. Adaptado de GONÇALVES (2003).	30
Figura - 4	Fluxograma dos subprojetos da pesquisa	40
Figura - 5	Imagem da ETE Piracicamirim e áreas de pesquisa do campus ESALQ da USP	43
Figura - 6	Esquema construtivo do filtro de areia.....	45
Figura - 7	Filtro de areia instalado no sistema piloto – experimento 1	46
Figura - 8	Decantador lamelar.....	50
Figura - 9	Esquema da instalação do filtro de manta geotêxtil.....	51
Figura - 10	Planta baixa do refletor	56
Figura - 11	Planta baixa e corte do reator ultravioleta (cm).....	56
Figura - 12	Imagem do reator ultravioleta	57
Figura - 13	Pontos de amostragem no sistema de reatores UASB – Experimento 1.	58
Figura - 14	Distribuição dos pontos de medição da intensidade de radiação ultravioleta no reator UV com radiômetro.	61
Figura - 15	Reator ultravioleta de bateladas	64
Figura - 16	Sistema de dosagem de polímero afluente ao decantador lamelar	66
Figura - 17	Pontos de amostragem no sistema de reatores UASB –Experimento 2..	67
Figura - 18	Imagem da ETE por lagoas de estabilização.....	69
Figura - 19	Filtro de areia instalado no sistema piloto – subprojeto 2	70
Figura - 20	Construção do tanque de contato de cloro	73
Figura - 21	Pontos de amostragem no sistema de lagoas de estabilização	74
Figura - 22	Curvas C – escoamento em reatores (Fonte: Levenspiel <i>apud</i> Ruggeri Junior (2011)).....	77

Figura - 23	Aspecto da areia do filtro no momento de lavagem manual	88
Figura - 24	Aspecto do reator ultravioleta com deposição de sólidos em seu fundo..	91
Figura - 25	Biofilme formado no decantador lamelar	122
Figura - 26	Intensidade de radiação ao comprimento de onda 254 nm em mW/cm ² com lâmpadas novas.	147
Figura - 27	Intensidade de radiação ao comprimento de onda 254 nm em mW/cm ² com lâmpadas usadas.	147

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico - 1	Série temporal: TDH dos reatores UASB no período do Experimento 1	80
Gráfico - 2	Série temporal: Valores de pH e de Alcalinidade do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB	82
Gráfico - 3	Série temporal: Valores de DBO do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB	82
Gráfico - 4	Série temporal: Valores de DQO do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB	83
Gráfico - 5	Série temporal: Valores de Sólidos em suspensão totais do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.	84
Gráfico - 6	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão voláteis do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.....	85
Gráfico - 7	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.....	85
Gráfico - 8	Diagrama Box-Whiskers: Valores de N-NKT do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.	86
Gráfico - 9	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Fósforo solúvel do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.....	87
Gráfico - 10	Série temporal: Vazão do reator ultravioleta no período do Experimento 1	88
Gráfico - 11	Série temporal: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.	90
Gráfico - 12	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.....	90
Gráfico - 13	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão voláteis dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.	92
Gráfico - 14	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST no efluente dos reatores UASB, do filtro de areia e dos reatores ultravioleta...	92
Gráfico - 15	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos totais dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.	93

Gráfico - 16 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da da concentração de sólidos dissolvidos totais, SDT, fixos, SDF e voláteis, SDV, no efluente dos reatores UASB, do filtro de areia e dos reatores ultravioleta.	94
Gráfico - 17 Série temporal: Valores de absorvância ao comprimento de onda 254 nm dos efluentes do filtro de areia e do reator ultravioleta.	94
Gráfico - 18 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Transmitância do efluente do filtro de areia.	95
Gráfico - 19 Relação entre a absorvância ao comprimento de onda 254 nm e a concentração de sólidos em suspensão totais medidos nos efluentes do filtro de areia e do reator ultravioleta.	96
Gráfico - 20 Dose recebida com 5 lâmpadas acesas e relação à absorvância.	98
Gráfico - 21 Diagrama Box-Whiskers: Quantidade de coliformes totais e de <i>E coli</i> dos afluentes e efluentes do reator ultravioleta.	98
Gráfico - 22 Diagrama Box-Whiskers: log N/No de <i>E coli</i> do efluente do reator ultravioleta.	100
Gráfico - 23 Relação entre a dose recebida e log N/No para <i>E coli</i> do efluente do reator ultravioleta.	100
Gráfico - 24 Relação entre os parâmetros SST e log N/No para <i>E coli</i> do efluente do reator ultravioleta.	101
Gráfico - 25 Relação entre os parâmetros ABS e log N/No para <i>E coli</i> do efluente do reator ultravioleta.	101
Gráfico - 26 Médias e limites ao intervalo de confiança de 95% da quantidade de ovos de helmintos do esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB e filtro de areia.	102
Gráfico - 27 Diagrama Box-Whiskers: Quantidade de ovos de Helmintos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB e filtro de areia.	103
Gráfico - 28 Valores de SST e de Turbidez em função da dose de polímero aplicada ao efluente dos reatores UASB.	105
Gráfico - 29 Relação da absorvância com a dose de polímero adicionada ao efluente de UASB submetido à mistura e decantação.	106
Gráfico - 30 Densidade de coliformes totais e de <i>E coli</i> nos efluentes decantados e efluentes filtrados submetidos à radiação ultravioleta.	109
Gráfico - 31 Relação entre tempo de exposição e Log N/No para <i>E coli</i> do efluente do reator ultravioleta.	110

Gráfico - 32	Densidade de ovos de helmintos dos efluentes dos reatores UASB, do efluente decantado sem aplicação de polímero, do efluente decantado com aplicação de polímero e do efluente filtrado.	111
Gráfico - 33	Serie temporal: TDH dos reatores UASB no período do experimento 2..	112
Gráfico - 34	Serie temporal: pH e alcalinidade do esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.	114
Gráfico - 35	Série temporal: Valores de DBO do esgoto bruto e efluentes dos reatores UASB.	115
Gráfico - 36	Séria temporal: Valores de DQO do esgoto bruto e efluentes dos reatores UASB.	115
Gráfico - 37	Série temporal: Valores de Sólidos em suspensão totais do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.	116
Gráfico - 38	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão voláteis do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.	117
Gráfico - 39	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.	117
Gráfico - 40	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Nitrogênio total Kjeldahl - NKT do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.	118
Gráfico - 41	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.	118
Gráfico - 42	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Fósforo total no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.	119
Gráfico - 43	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Fósforo solúvel no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.	120
Gráfico - 44	Série temporal: Vazão do decantador lamelar, filtro de manta geotêxtil e do reator ultravioleta	121
Gráfico - 45	Série temporal: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	123
Gráfico - 46	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	123

Gráfico - 47	Diagrama Box-Whiskers: Eficiência de remoção de sólidos em suspensão totais pelos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.	124
Gráfico - 48	Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão voláteis dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	125
Gráfico - 49	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	125
Gráfico - 50	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da concentração de sólidos dissolvidos totais dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	126
Gráfico - 51	Diagrama Box-Whiskers: Valores de Turbidez dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	127
Gráfico - 52	Série temporal: Valores de absorvância ao comprimento de onda 254 nm dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	128
Gráfico - 53	Diagrama Box-Whiskers: Valores de transmitância dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	128
Gráfico - 54	Relação entre a absorvância ao comprimento de onda 254 nm e a concentração de sólidos em suspensão totais medidos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.	129
Gráfico - 55	Relação entre a absorvância ao comprimento de onda 254 nm e a turbidez medidos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.	130
Gráfico - 56	Relação entre a turbidez e a concentração de sólidos em suspensão totais medidos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.	131
Gráfico - 57	Diagrama Box-Whiskers: Valores de DQO dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	132
Gráfico - 58	Diagrama Box-Whiskers: Valores de NKT dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	133

Gráfico - 59 Diagrama Box-Whiskers: Valores de nitrogênio amoniacal dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	134
Gráfico - 60 Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo total dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	135
Gráfico - 61 Diagrama Box-Whiskers: Valores de média Fósforo solúvel dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	135
Gráfico - 62 Dose recebida com 5 lâmpadas acesas em relação à absorbância do meio líquido	137
Gráfico - 63 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de coliformes totais do esgoto bruto, dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.....	138
Gráfico - 64 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de <i>E. coli</i> do esgoto bruto, dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.	138
Gráfico - 65 Log N/No de <i>E coli</i> em relação à absorbância do meio líquido, com a dose aplicada de 6,15 Wh/m ³ e lâmina líquida de 4 cm.....	140
Gráfico - 66 Log N/No em relação à turbidez do meio líquido	141
Gráfico - 67 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da quantidade de ovos de helmintos do esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador e filtro de manta geotêxtil.....	142
Gráfico - 68 Diagrama Box-Whiskers: Valores de quantidade de ovos de Helmintos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador e filtro de manta geotêxtil.	143
Gráfico - 69 Altura da lâmina líquida sobre o filtro de manta geotêxtil em relação a (a) massa de sólidos suspensos aplicada e (b) volume de efluente aplicado.	145
Gráfico - 70 Sólidos em suspensão totais efluente do filtro de manta geotêxtil em relação a massa de sólidos suspensos aplicada.	145
Gráfico - 71 Distribuição em planta da média da Intensidade de radiação ao comprimento de onda 254 nm em mW/cm ²	148
Gráfico - 72 Serie temporal: TDH das lagoas anaeróbia e facultativa da ETE CECAP	150

Gráfico - 73	Série temporal: pH do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	152
Gráfico - 74	Série temporal: alcalinidade do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	152
Gráfico - 75	Série temporal: DBO do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	153
Gráfico - 76	Série temporal: DQO do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	155
Gráfico - 77	Série temporal: sólidos em suspensão totais do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	156
Gráfico - 78	Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão voláteis do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	156
Gráfico - 79	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	157
Gráfico - 80	Diagrama Box-Whiskers: Valores de nitrogênio total Kjeldahl do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	158
Gráfico - 81	Diagrama Box-Whiskers: Valores de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	158
Gráfico - 82	Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo total do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	160
Gráfico - 83	Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo solúvel do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa	160
Gráfico - 84	Série temporal: Vazão do tanque de contato de cloro	162
Gráfico - 85	Série temporal: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	164
Gráfico - 86	Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro.	164
Gráfico - 87	Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão voláteis dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	165
Gráfico - 88	Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST dos efluentes da lagoa facultativa e do filtro de areia	165

Gráfico - 89	Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos totais dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	166
Gráfico - 90	Diagrama Box-Whiskers: Valores de DBO dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	167
Gráfico - 91	Diagrama Box-Whiskers: Valores de DQO dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	167
Gráfico - 92	Diagrama Box-Whiskers: Valores de NKT dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	168
Gráfico - 93	Diagrama Box-Whiskers: Valores de N-NH ₄ dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	169
Gráfico - 94	Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo total dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	170
Gráfico - 95	Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo solúvel dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro	170
Gráfico - 96	Dose de cloro aplicada ao longo do período da pesquisa	171
Gráfico - 97	Cloro residual livre e combinado remanescente no efluente do TCC	172
Gráfico - 98	Diagrama Box-Whiskers: Densidade de coliformes totais do esgoto bruto, dos efluentes da lagoa anaeróbia, da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro.	173
Gráfico - 99	Diagrama Box-Whiskers: Densidade de <i>E coli</i> do esgoto bruto, dos efluentes da lagoa anaeróbia, da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro.	173
Gráfico - 100	Diagrama Box-Whiskers: Densidade de coliformes totais no efluente do tanque de contato de cloro nos três grupos de dosagens	174
Gráfico - 101	Diagrama Box-Whiskers: Densidade de <i>E coli</i> no efluente do tanque de contato de cloro nos três grupos de dosagens	174
Gráfico - 102	Média μ e limites ao intervalo de confiança de 95% do log de N/N ₀ de <i>E coli</i> para os três grupos de dosagens de cloro	175
Gráfico - 103	Log N/N ₀ de <i>E coli</i> em relação à dosagem de cloro	176
Gráfico - 104	Diagrama Box-Whiskers: Densidade de ovos de Helmintos no esgoto bruto, efluente da lagoa facultativa e efluente do tanque de contato de cloro.	177
Gráfico - 105	Valores de THMs em relação às dosagens de cloro.....	178
Gráfico - 106	Traçador Rodmine WT no TCC – a) concentração; b) massa	180

LISTA DE TABELAS

Tabela - 1	Características do esgoto sanitário.....	9
Tabela - 2	Resultados de aplicações de reatores UASB.	14
Tabela - 3	Valores típicos de dimensionamento de lagoas anaeróbias.	17
Tabela - 4	Valores Típicos de dimensionamento de lagoas facultativas.....	18
Tabela - 5	Valores de K_d (k') e de n em função do pH e temperatura.	21
Tabela - 6	Doses de radiação UV para inativação de bactérias e vírus.....	32
Tabela - 7	Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento de reatores UV com lâmpadas emersas.	33
Tabela - 8	Comparação de características típicas de desinfecção ultravioleta em escala real – atendimento de 1000NMP/100mL.	34
Tabela - 9	Dados de fabricação do filtro de areia.	44
Tabela - 10	Variáveis Físico-Químicas e Metodologias Analíticas Empregadas	59
Tabela - 11	Indicadores Biológicos Monitorados e Métodos de Determinação Aplicados	60
Tabela - 12	Caracterização de efluentes do reator UASB, efluentes decantados e efluentes filtrados em ensaios preliminares de bancada.	65
Tabela - 13	Variáveis Físico-Químicas e Metodologias Analíticas Empregadas	75
Tabela - 14	Resultados das análises sobre o esgoto bruto e efluente dos reatores UASB – experimento 1.	81
Tabela - 15	Resultados das análises sobre o efluente do filtro de areia submetido ao reator ultravioleta – experimento 1.....	89
Tabela - 16	Resultados das análises de pH, alcalinidade, DQO, DBO, turbidez, ABS e SST dos ensaios de bancada - experimento 2.	107
Tabela - 17	Resultados das análises sobre o esgoto bruto e efluente dos reatores UASB – experimento 2.	113
Tabela - 18	Resultados das análises do efluente do decantador lamelar e efluente do filtro de manta geotêxtil submetidos à radiação ultravioleta – experimento 2..	122
Tabela - 19	Dados de medição do ensaio de capacidade de acumulação de sólidos no filtro de manta geotêxtil.	144

Tabela - 20	Resultados das análises sobre o esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e lagoa facultativa 2.	151
Tabela - 21	Resultados das análises no efluente do filtro de areia e do tanque de contato de cloro (TCC).....	163

SUMÁRIO

1	Introdução	4
2	Objetivos	7
3	Revisão da LITERATURA.....	8
	3.1 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SANITÁRIO.....	8
	3.2 REATORES UASB.....	10
	3.3 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO COMPOSTAS POR LAGOA ANAERÓBIA SEGUIDA DE LAGOA FACULTATIVA	15
	3.4 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	19
	3.4.1 Desinfecção de efluente tratado	19
	3.4.1.1 Cloração	22
	3.4.1.2 Radiação ultravioleta	27
	3.4.2 Filtração de efluentes tratados de esgoto.....	34
4	Metodologia	39
	4.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL GERAL	39
	4.2 MATERIAIS E MÉTODOS UTILIZADOS NO SUBPROJETO 1.....	41
	4.2.1 Apresentação da ETE Piracicamirim	41
	4.2.2 Apresentação das unidades que compõem o sistema em escala piloto .	42
	4.2.2.1 Filtro de areia	44
	4.2.2.2 Decantador lamelar	47
	4.2.2.3 Filtro de manta geotêxtil não tecida	50
	4.2.2.4 Reator de desinfecção por radiação ultravioleta	52
	4.2.3 Experimento 1 – filtro de areia + desinfecção com radiação ultravioleta	57
	4.2.3.1 Delineamento experimental.....	57
	4.2.3.1.1 Medição de intensidade de radiação no reator ultravioleta	61
	4.2.4 Experimento 2: decantador lamelar + filtro de manta geotêxtil + desinfecção com radiação ultravioleta.....	62
	4.2.4.1 Delineamento experimental.....	62

4.2.4.1.1	Ensaios preliminares de decantação, filtração e desinfecção ultravioleta em bancada.....	62
4.2.4.1.2	Ensaios de caracterização do esgoto bruto e efluentes em escala piloto	65
4.2.4.1.3	Ensaio de avaliação de colmatação do filtro de manta geotêxtil ..	67
4.3	MATERIAIS E MÉTODOS UTILIZADOS NO SUBPROJETO 2.....	68
4.3.1	Apresentação da ETE CECAP.....	68
4.3.2	Apresentação das unidades que compõem o sistema em escala piloto ..	69
4.3.2.1	Filtro de areia.....	70
4.3.2.2	Desinfecção com cloro.....	71
4.3.2.2.1	Dosagem de cloro.....	71
4.3.2.2.2	Tanque de Contato de Cloro	72
4.3.3	Delineamento experimental.....	73
4.3.3.1	Ensaio de avaliação da formação de THM.....	75
4.3.3.2	Ensaio Hidrodinâmico do tanque de contato de cloro.....	76
4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS OBTIDOS	78
5	Resultados e discussões	80
5.1	SUBPROJETO 1 – MONITORAMENTO OPERACIONAL DA ETE PIRACICAMIRIM E CONTROLE DO SISTEMA EM ESCALA PILOTO DE PÓS-TRATAMENTO E DESINFECÇÃO DO EFLUENTE DOS REATORES UASB	80
5.1.1	Experimento 1 – Efluente dos reatores UASB filtrado em leito de areia e desinfetado com radiação UV.....	80
5.1.1.1	Resultados operacionais dos reatores UASB.....	80
5.1.1.2	Resultados operacionais do sistema em escala piloto	87
5.1.1.3	Resultados dos ensaios de desinfecção.....	97
5.1.2	Experimento 2 – Efluente do reator UASB submetido à decantador lamelar seguido de filtração em leito de manta geotêxtil e desinfetado com radiação UV	104
5.1.2.1	Ensaios preliminares em bancada	104
5.1.2.2	Ensaios de campo	111
5.1.2.2.1	Resultados operacionais dos reatores UASB.....	111
5.1.2.2.2	Resultados operacionais do sistema em escala piloto.....	121
5.1.2.2.3	Resultados dos ensaios de desinfecção	136

5.1.3	Medição do acúmulo de sólidos suspensos totais no filtro de manta geoêxtil.	144
5.1.4	Medição da intensidade de radiação no reator ultravioleta.....	146
5.1.4.1	Resultado agrônômicos	148
5.2	SUBPROJETO 2 – MONITORAMENTO OPERACIONAL DA ETE CECAP E CONTROLE DO SISTEMA EM ESCALA PILOTO DE PÓS-TRATAMENTO E DESINFECÇÃO DO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA FOTOSSINTÉTICA	150
5.2.1	Resultados operacionais das lagoas de estabilização	150
5.2.2	Resultados operacionais do sistema em escala piloto.....	162
5.2.3	Resultados dos ensaios de desinfecção com cloro	171
5.2.4	Avaliação da formação de THMs	178
5.2.5	Ensaio hidrodinâmico do tanque de contato de cloro	179
5.2.6	Resultados agrônômicos	181
6	Conclusões e recomendações.....	182
7	Referências Bibliográficas	184
8	ANEXOS.....	191
8.1	DADOS OPERACIONAIS DO SUB-PROJETO 1 – EXPERIMENTO 1:.....	191
8.2	DADOS OPERACIONAIS DO SUB-PROJETO 1 – EXPERIMENTO 2:.....	195
8.2.1	Dados dos testes de bancada:.....	195
8.2.2	Dados dos testes no sistema piloto:.....	198
8.3	DADOS OPERACIONAIS DO SUB-PROJETO 2:.....	203

1 INTRODUÇÃO

A demanda cada vez maior por recursos hídricos decorrente do contínuo crescimento populacional, associada à distribuição desigual destes recursos, à poluição de águas e às secas sazonais que afetam determinadas regiões do globo, são fatores que têm estimulado pesquisas sobre novas formas de recuperação e suprimento de água. Entre as diferentes alternativas utilizadas pelas sociedades contemporâneas para solucionar ou minimizar problemas envolvendo este precioso recurso natural, visando à utilização racional e eficiente do mesmo, o reuso de águas residuárias poderá ser uma opção viável econômica e ambientalmente.

A agricultura irrigada é uma prática crescente em todo o mundo. Ela oferece maior produtividade e sustentabilidade do que as culturas não irrigadas. No Brasil, a irrigação atinge uma área de 3 milhões de hectares, sendo tal processo o responsável por 14% de toda a produção agrícola nacional. Como resultado, essa atividade é a maior consumidora de água dentre todas que fazem uso de tal recurso natural (GOMES, 2009). Uma grande quantidade de estações de tratamento de esgoto, por exemplo, pode estar locada no entorno de cidades de médio e pequeno porte, as quais têm condições adequadas para disponibilização de seus efluentes para a agricultura. Assim, além do aporte de água, tem-se o aporte de nutrientes, reduzindo a necessidade de adubação química.

A grande deficiência de saneamento básico em várias regiões brasileiras, em especial de esgotamento sanitário, impõe a um grande número de pessoas a exposição inaceitável aos esgotos. O volume destes, lançado no solo ou em corpos d'água, em estado bruto ou insuficientemente tratado, constitui expressiva carga de organismos patogênicos. Mesmo nos locais onde há estações de tratamento, são reais os riscos de contaminação devido ao contato direto ou indireto das pessoas com o efluente tratado. Esse quadro de deficiência da barreira sanitária tem forte influência nos indicadores de saúde, muito abaixo dos padrões mínimos da dignidade humana em várias regiões brasileiras.

A transmissão de organismos patogênicos ao homem pode ocorrer por ingestão direta de água não tratada; ingestão direta de água tratada, mas de má

qualidade; ingestão de alimentos contaminados; ou pela infecção resultante do contato da pele com água ou solo contaminados. Em todos estes casos, o esgoto sanitário é a principal fonte de contaminação dos corpos d'água e do solo, transmitindo grande quantidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos, prejudiciais aos seres humanos. Há, ainda, as chamadas doenças “emergentes”, na forma de zoonoses, estabelecendo vínculos de transmissão importantes entre esgotos sanitários e dejetos de animais (SANTOS, 2010). Assim, estas rotas de transmissão evidenciam a necessidade de controle da qualidade das águas utilizadas tanto para o consumo humano como para a irrigação do solo na produção de alimentos e até para recreação.

Em geral, os processos de desinfecção de esgotos são práticas seguras e de menor custo para uma efetiva barreira de controle de agentes transmissores de doenças infecciosas. A desinfecção de esgotos tem por objetivo a inativação seletiva dos organismos que ameaçam a saúde humana, de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos para as diferentes situações. Sua inserção no fluxograma de uma estação de tratamento pode se dar de duas formas: seja pela construção de uma etapa exclusiva para a desinfecção, ou por intermédio da adaptação de processos existentes para realizar a desinfecção.

A produção de efluentes tratados com baixa densidade de coliformes fecais (CF) (por exemplo, $CF < 10^3$ NMP/100 mL) é possível por meio do emprego de processos químicos, físicos ou naturais concebidos especialmente para a desinfecção. O cloro (líquido ou gasoso) é o agente mais econômico e difundido como inativador de organismos patogênicos presentes em esgotos sanitários, sendo muito eficiente na inativação de bactérias e vírus. Entretanto, alguns de seus compostos podem produzir subprodutos tóxicos de efeitos crônicos à saúde humana e ao meio ambiente. Além disso, compostos clorados não possuem capacidade desinfetante para protozoários patogênicos e helmintos. Outras opções com base em processos químicos (ozonização e misturas oxidantes), assim como físicos (filtração terciária ou radiação ultravioleta) e naturais (lagoas de estabilização ou disposição controlada no solo), oferecem alternativas cada vez mais interessantes à cloração dos efluentes tratados.

Por fim, o reuso do esgoto tratado para irrigação constitui prática desejável, particularmente nas regiões áridas e semi-áridas, onde a disponibilidade hídrica é

baixa. As diretrizes adotadas pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989) estabelecem a qualidade microbiológica de efluentes tratados para diferentes usos com base na concentração de coliformes fecais e no número de ovos de helmintos por unidade de volume. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece limites de qualidade para as águas de classe 2 que podem ser destinadas à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas que possam vir a ter contato direto com o homem, onde fixa um valor igual ou menor que 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras durante um período de um ano com frequência bimestral. Para as águas de classe 3, que podem ser utilizadas na irrigação de culturas arbóreas, cerealistas e forrageiras, fixa um valor igual ou menor que 4.000 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras no período de um ano.

Diante deste contexto esta pesquisa foi realizada com a proposta da utilização de sistemas e processos de polimento e desinfecção, para efluentes de estações de tratamento de esgoto doméstico, de simples construção e operação visando a aplicação de um efluente adequado em solos agrícolas.

2 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar processos biológicos de tratamento de esgotos sanitários e de sistemas de desinfecção final, com ênfase na qualidade dos efluentes, tendo em vista a utilização na agricultura.

Objetivos Específicos

Avaliar os desempenhos de dois sistemas de tratamento de esgoto em escala real: o primeiro constituído de reator UASB e o segundo de lagoa anaeróbia seguida de lagoas facultativas, associando as condições operacionais com a qualidade do efluente final em termos de macro e micro-nutrientes, íons de interesse agronômico e de patógenos.

No sistema constituído de reator UASB, avaliar as condições operacionais de pós-tratamento e desinfecção em dois sistemas compostos por: 1) filtro de areia de alta taxa, seguido de radiação ultravioleta; 2) a) decantador de alta taxa; b) filtro em leito de manta geotêxtil não tecida; c) radiação ultravioleta. Tais operações visam a determinação das variações resultantes em suas características físicas, químicas e biológicas, assim como a aplicabilidade na irrigação de culturas.

No sistema de lagoas de estabilização, avaliar as condições operacionais de um sistema de pós-tratamento e desinfecção final composto por filtro de areia de alta taxa, seguido de desinfecção com hipoclorito de sódio em tanque de contato, visando à determinação das variações resultantes em suas características físicas, químicas e biológicas e a aplicabilidade na irrigação de culturas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Características do esgoto sanitário

O esgoto sanitário é caracterizado pelos seus constituintes físicos, químicos e biológicos e seu entendimento se faz necessário para a eficaz avaliação, proposição de transformação, projeção e operação de sistemas de esgoto sanitário.

A vazão de esgoto é, em geral, típica das comunidades contribuintes e está associada a seus costumes e usos. No Brasil, é predominante o uso de sistema coletor do tipo *separador absoluto*, sistema este em que não é permitido o aporte direto de águas pluviais, ocorrendo apenas adições de águas devido à infiltração - característica construtiva dos elementos de coleta de esgoto. A Figura - 1 apresenta a curva típica da variação da vazão durante um dia, em um sistema coletor e afluente de uma estação de tratamento de esgoto (CAMPOS, 1999).

Figura - 1 Variação diária típica de vazão de esgoto sanitário. Fonte: Adaptado de José Roberto Campos, FINEP, 1999.

No levantamento das propriedades qualitativas dos esgotos, encontra-se, em geral, 98% de água, mais constituintes sólidos, outros líquidos, gases dissolvidos, colóides e microrganismos (CAMPOS, 1999). Para os esgotos domésticos, 99,9% de água e 0,1% de outros constituintes (VON SPERLING, 1996). A variação dos constituintes é grande em função do uso dos coletores residencial, industrial, mistos etc. Na Tabela - 1, Jordão e Pessoa (2005) apresentam uma compilação dos dados de característica dos esgotos em diversas regiões do Brasil:

Tabela - 1 Características do esgoto sanitário.

Parâmetro	Unidade	Faixa de resultados
DQO	mg/L	200 - 800
DBO	mg/L	100 – 400
SST	mg/L	300 – 400
NKT	mg/L	20 – 85
P-total	mg/L	5 – 20
pH	-	6 – 7,5
Coliformes fecais	NMP /100 mL	$10^6 - 10^9$
Ovos de Helminthos	N / L	$< 10^3$

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa, 2005.

É possível, ainda, prever a variação da composição dos esgotos em função do tamanho da população contribuinte e do tempo de residência do esgoto no sistema coletor. Quanto maior a população e maior o sistema coletor, historicamente os esgotos tendem ser mais diluídos, ou mais fracos, devido a eventuais contribuições acumuladas de águas de infiltração e depurações contingentes dentro do próprio sistema – ficando o esgoto, neste caso, mais séptico (JORDÃO e PESSOA, 2005).

O campo do saneamento básico atua para a proteção da saúde pública, para a manutenção do meio ambiente e para o uso sustentável dos recursos naturais. Assim, estuda as transformações dos constituintes dos esgotos em condições desejadas e economicamente viáveis, apoiando o desenvolvimento das cinéticas de biodegradação, cinéticas de desinfecção e de transformações físicas e químicas (PIVELI, 2005).

3.2 Reatores UASB

Os reatores UASB apresentam condições de desenvolver biomassa de elevada atividade. A biomassa é formada por uma camada de lodo densa, que se deposita no fundo do reator de fluxo ascendente e por uma camada menos densa, ao meio. Há, também, a presença de um decantador na parte superior do aparelho. Estes reatores foram desenvolvidos na Holanda, nos anos 70, por Lettinga e seu grupo de pesquisa e, atualmente, é usado em larga escala (TCHOBANOGLIOUS, 2003), inclusive no Brasil.

A depuração do esgoto ocorre em todas as zonas do reator e é promovida pelo fluxo ascensional do líquido e das bolhas de gás, na ausência de oxigênio dissolvido, sendo a entrada do esgoto feita pelo fundo, seguida da passagem deste pela manta de lodo, por um separador hidráulico de líquido-gás, zona de decantação e saída por calhas ou canais coletores de efluente clarificado. O gás é coletado em compartimento de expurgo para o seu tratamento.

As principais características dos reatores UASB são a grande acumulação de biomassa. O tempo de retenção de sólidos é de até 40 dias, e o de detenção hidráulica fica entre 6 e 9 horas. A alta idade do lodo resulta em menor produção de lodo de excesso. Além disso, tais reatores são vantajosos porque necessitam de pequenas áreas de implantação e descartam equipamentos para o processo anaeróbio, consequentemente, os custos operacionais são baixos e o consumo de energia é reduzido (JORDÃO *et al*, 2009).

Embora sobressaiam as vantagens do processo anaeróbio em reatores UASB, alguns aspectos negativos da técnica não podem ser desconsiderados: possibilidade de emissão de maus odores; baixa capacidade de tolerância de cargas tóxicas; elevado tempo de partida do sistema e a necessidade de pós-tratamento (CHERNICHARO, 1997).

Para o funcionamento de reatores UASB, é importante observar a carga orgânica volumétrica; a velocidade ascensional do líquido dentro do reator; o volume do equipamento; as características de distribuição de efluente dentro do mesmo; o sistema de coleta de gases e o sistema de decantação.

A carga orgânica volumétrica aplicada deve ser considerada também em função da temperatura do líquido no reator biológico. Para o esgoto doméstico, a faixa de carga orgânica situa-se entre 2,5 e 3,5 KgDQO/m³.d. Esgotos industriais, por sua vez, podem apresentar dez vezes mais do que essa carga (JORDÃO, 2005). Existem ensaios em bancada com aplicações bem sucedidas de carga orgânica de até 45 KgDQO/m³.d. Para as estações em escala plena, têm sido aplicadas cargas inferiores a 15 KgDQO/m³.d. Desta forma, uma vez definida a carga orgânica, que é o produto da vazão pela carga aplicada em determinado volume, como descrito na equação EQ (1), pode-se calcular o volume do reator através da equação EQ (2), adaptada a seguir (CHERNICHARO, 1997):

$$\text{EQ (1) } COV = \frac{Q \times S}{V}$$

$$\text{EQ (2) } V = \frac{Q \times S}{COV}$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (KgDQO/m³.d)

Q = vazão (m³/d)

S = concentração substrato (KgDQO/m³)

V = volume do reator (m³)

Para as situações de tratamento de esgoto doméstico, onde a carga orgânica não é um fator limitante, o dimensionamento deverá ser feito levando em consideração a carga hidráulica volumétrica, que é a quantidade de esgoto aplicada por volume do reator, e também o inverso do tempo de detenção hidráulica como demonstrado na equação EQ (3). Alguns estudos demonstraram que a carga hidráulica não deve ultrapassar 5 m³/m².d, o que equivale a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,8 h para a vazão média diária. Valores menores do que estes podem prejudicar o funcionamento do sistema (CHERNICHARO, 1997).

$$\text{EQ (3) } CHV = \frac{Q}{V}$$

Onde:

CHV = carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$)

Q = vazão (m^3/d)

S = volume do reator (m^3)

A detenção hidráulica está relacionada ao tempo e à velocidade de processo de digestão anaeróbia. Para temperaturas próximas de 20°C , o tempo de detenção pode variar de 6 a 16 h; para esgotos domésticos, tem-se adotado tempos de 8 a 10h para vazão média.

A velocidade superficial é a relação entre a vazão de esgoto e a área superficial do reator e deve ser observada com a finalidade de manutenção da sedimentação do lodo no reator. Para reatores operando com lodo floculento e com carga orgânica de 5 a 6 $\text{kgDQO}/\text{m}^3.\text{d}$, a velocidade pode variar de 0,5 a 0,7 m/h, sendo tolerados picos horários de até 2 m/h. Para lodo granular, as velocidades podem atingir 10 m/h. Para esgoto doméstico, recomendam-se velocidades superficiais de 0,5 a 0,7 m/h, na vazão média, e até 1,5 m/h para picos temporários (CHERNICHARO, 1997) (TCHOBANOGLOUS, 2003).

Outro aspecto de importância relevante no reator é o dispositivo separador trifásico, instalado na parte superior do reator. Sua principal função é a manutenção do lodo dentro do reator, possibilitando que este seja operado com grande tempo de retenção de sólidos. Uma vez que a efetiva remoção do gás é conseguida, o lodo pode ser separado da massa líquida no compartimento de decantação e inserido no compartimento de digestão (CHERNICHARO, 1997).

A taxa de liberação de gás deve ser elevada o suficiente para vencer uma possível camada de espuma, baixa o bastante para evitar arraste de lodo até as tubulações de saída de gás. Souza *apud* Chernicharo (1997), recomenda taxas de liberação de gás entre 1,0 e 5 $\text{m}^3\text{gás}/\text{m}^2.\text{h}$ (a taxa de liberação é a razão entre a vazão de gás e a área da interface líquido-gás).

Os decantadores, no reator, têm como função a clarificação do efluente final. Para isso, a NBR 12209 (ABNT, 2009), em revisão, orienta a máxima taxa de aplicação superficial de $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ e tempo de detenção hidráulico na câmara de decantação de 1,5 h, para a vazão média; e 1,0 h para a vazão máxima. Boa parte da literatura brasileira indica a faixa de 0,6 a $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$, para a vazão média; e os mesmos valores descritos na norma para a vazão máxima e picos horários.

Seghezzo (2004) realizou estudo de reatores UASB em escala plena na Argentina e listou resultados de aplicações de UASB em diferentes continentes, na Tabela - 2 estão apresentados valores compilados de eficiências de reatores UASB para os parâmetros DQO, DBO e SST para os países de climas quentes.

Oliveira *et al* (2011) compilou dados de operação de estações de tratamento de esgoto doméstico em países em desenvolvimento, entre os processos apontados, os reatores UASB compreenderam a faixa e 6 à 9 horas de TDH, valor médio de DBO afluente de 371 mg/L, de DBO efluente de 98 mg/L. Os valores de SST afluente e efluente descritos foram de 252 e 57 mg/L.

Tabela - 2 Resultados de aplicações de reatores UASB.

Local	V (m³)	T (C°)	Conc. afluyente (mg/L)			TDH (h)	Efic. de remoção (%)			Referências
			DQO	DBO (DQO _{dis})	SST		DQO	DBO	SST	
Africa do Sul	0,008	20	500	(148)	-	24	90	(49)	60-65	Pretorius, 1971 Louwe Kooijmans and van Velsen, 1986; Lettinga et al., 1987
Colombia	64	25	267	95	-	6-8	75-82	75-93	70-80	Monroy et al, 1988
Mexico	0,110	12 - 18	465	-	154	12-18	65	-	73	Barbosa and Sant'Anna Jr, 1989 Collivignarelli et al., 1991; Maaskant et al., 1991
Brasil	0,120	19 - 28	627	357	376	4	74	78	72	Draaijer et al., 1992
Italia	336	7 - 27	205-326	55-153	100-250	12-42	31-56	40-70	55-80	Vieira and Garcia Jr, 1994
India	1200	20 - 30	563	214	418	6	74	75	75	Schellinkhout and Osorio, 1994
Brasil	120	18 - 28	188-459	104-255	67-236	5-15	60	70	70	Haskoning, 1996; Tare et al., 1997
Colombia	3360	24	380	160	240	5	45-60	64-78	60	Chernicharo and Borges, 1997
India	6000	18 - 32	404	205	362	8	51-63	53-69	46-64	Florencio et al., 2001
Brasil	477	-	600	-	303	13	68	-	76	
Brasil	810	31	549	(313)	196	9,4	75	(73)	51	

Adaptado de Lucas Seghezzo, 2004

3.3 Lagoas de estabilização compostas por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa

Os sistemas de lagoas de estabilização são as formas mais simples de tratamento de esgoto, com diversas variantes de processo e diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área (VON SPERLING, 1986).

Dentre os sistemas de lagoas para remoção de matéria orgânica, existem as lagoas facultativas; lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas; lagoas aeradas facultativas; e lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de sedimentação. Além destas, existem as lagoas direcionadas à remoção de patógenos, denominadas lagoas de maturação (VON SPERLING, 1986). A aplicabilidade desta, no entanto, estende-se à complementação de remoção de matéria orgânica e, eventualmente, de nutrientes presentes no esgoto, dependendo das condições locais (JORDÃO e PESSOA, 2005).

O sistema de lagoas composto por lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas é um conjunto atrativo quando há disponibilidade de área para sua implantação: ele leva vantagem sobre as lagoas facultativas exclusivas, devido à economia de área da lagoa facultativa e pela remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia.

As lagoas anaeróbias atuam a partir do lançamento de uma grande carga de DBO por unidade/volume, tornando a taxa de consumo de oxigênio muito superior à taxa de produção, que se dá por fotossíntese e re-aeração atmosférica (VON SPERLING, 1986). As características das lagoas anaeróbias são a pequena área superficial e sua grande profundidade. A área é função da vazão afluyente, e a profundidade deve ser determinada a partir das características ambientais e de tratamento preliminar dos esgotos. O processo anaeróbio é guiado pela fermentação dos esgotos onde microrganismos facultativos, bactérias acidogênicas, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, principalmente em

ácidos orgânicos. Na ausência de oxigênio, esta fase é denominada síntese celular e tem como resíduos o ácido sulfídrico causador de maus dores. O pH pode chegar a 5 nestas condições.

Na sequência dessas reações descritas, surgem atividades de outra classe de microrganismos, as archeas metanogênicas. Estritamente anaeróbias, elas transformam os ácidos orgânicos em metano e gás carbônico. Nesta fase, o pH pode aumentar para até 7,5 e desaparecer os maus odores.

Os processos acidogênico e metanogênico ocorrem simultaneamente: as bactérias acidogênicas podem tolerar a variação de pH em até 8,4. A redução de DBO ocorre praticamente na fase de fermentação metânica. Na acidificação, os carboidratos são convertidos em açúcares e estes em ácidos orgânicos, aldeídos e alcoóis. Os lipídeos e gorduras também são convertidos nos mesmos produtos. As proteínas, por sua vez, transformam-se em aminoácidos e estes, por fim, em ácidos orgânicos, mercaptanas e aminas (JORDÃO e PESSOA, 2005).

A lagoa anaeróbia, após estes processos, poderá, assim, ficar livre dos maus odores e atingir a remoção de DBO na faixa de 50% a 60%. Os principais parâmetros de dimensionamento desta lagoa são:

- o tempo de detenção hidráulica deve ser suficiente para promover a sedimentação dos sólidos e a degradação anaeróbia da matéria orgânica;
- a taxa de aplicação da carga orgânica, ou taxa de aplicação volumétrica, deve manter a lagoa em condições totalmente anaeróbias, porém sem excessos que levem à formação de maus odores;
- a profundidade da lagoa possibilita a menor interferência do meio externo e a proteção das bactérias;
- a distribuição uniforme do esgoto ao longo da lagoa e a sua geometria.

A Tabela - 3 apresenta valores típicos de dimensionamento de lagoas anaeróbias.

Tabela - 3 Valores típicos de dimensionamento de lagoas anaeróbias.

Temp. no mês mais frio	Taxa de aplicação volumétrica	Tempo de detenção hidráulica	Prof.	Geometria (L /B)	Eficiência remoção DBO
< 20º	100 a 350 gDBO/m³.d	4 a 6 d	3,5 a 5 m	1 a 3	30 a 40%
> 20º	100 gDBO/m³.d	3 a 5 d	3,5 a 5 m	1 a 3	40 a 70%
Valor limite	400 gDBO/m³.d	2 a 6	3,5 a 5 m	1 a 3	-

Fonte: adaptado de Marcos von Sperling, 1996 e Jordão e Pessoa, 2005.

As lagoas facultativas possuem uma zona aeróbia na parte superior e uma zona anaeróbia na camada de fundo. Na primeira, ocorre a estabilização da matéria orgânica pela oxidação aeróbia e, em seguida, a redução fotossintética. Na segunda, ocorrem os mecanismos da fermentação anaeróbia. As facultativas são lagoas consideradas rasas, com profundidade de até 2,0 m. Existe ainda uma faixa de transição entre as camadas denominadas de facultativa, onde os processos de oxigenação aeróbia e fotossintética predominam.

Nas lagoas facultativas, ocorre a transformação da matéria orgânica em gás carbônico e água, com a presença de oxigênio dissolvido. A partir de moléculas contendo nitrogênio e fósforo, parte do gás carbônico é utilizada como fonte de oxigênio por microrganismos para síntese celular. Paralelamente, as algas nestas lagoas consomem CO₂ e liberam O₂ para o meio líquido, criando um ciclo microbiológico. A luz solar, essencial para elas, atinge de 15 a 40 cm de profundidade.

Os parâmetros de dimensionamento das lagoas facultativas são principalmente de natureza física e de carga orgânica, esta medida em KgDBO/ha.d. A área superficial é importante para iluminação e ventilação, sendo fonte de energia para as algas e de oxigênio para o meio líquido. A profundidade escolhida possibilita a criação das três diferentes zonas descritas anteriormente, e o tempo de detenção hidráulico é função da temperatura e da carga afluente para a depuração desejada.

Diferentes métodos de dimensionamento de lagoas facultativas já foram estudados. Pode-se citar, como exemplos, o método baseado na temperatura do ar; métodos baseados nas taxas de aplicação de carga superficial; métodos baseados na remoção de substrato (este calcula a taxa de remoção de substrato, considerando o reator como sendo de mistura completa); e, ainda, métodos baseados nos fatores de dispersão que levam em conta a geometria da lagoa. Mara *apud* Jordão e Pessoa (2005) propôs uma formulação, apresentada na equação EQ (4), que teria aplicabilidade global, mas que conduziria a taxas elevadas de aplicação superficial para temperaturas acima de 25°C, recomendando-se, assim, a adoção de taxa máxima de 350 KgDBO/ha.d (VON SPERLING, 1986). A Tabela 4 apresenta valores típicos de lagoas facultativas.

$$\text{EQ (4)} \quad C = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{(T-25)}$$

Onde:

C = taxa de aplicação superficial (KgDBO/ha.d)

T = temperatura média do ar no mês mais frio (°C)

Tabela - 4   Valores Típicos de dimensionamento de lagoas facultativas

Temp. no mês mais frio	Taxa de aplicação superficial	Tempo de detenção hidráulica	Prof.	Geometria (L /B)	Eficiência remoção DBO
10 - 30°	100 à 350 KgDBO/ha.d	15 à 45 d	1,5 à 2 m	2 à 4	30 à 40%

Fonte: Adaptado de Marcos Von Sperling, 1986.

3.4 Pós-tratamento de efluentes de estação de tratamento de esgoto

3.4.1 Desinfecção de efluente tratado

Segundo Campos (1999), “O Brasil necessita urgentemente de medidas que eliminem a proliferação de doenças de veiculação hídrica. A desinfecção de esgotos e de água para consumo humano é tecnologia relativamente barata face aos benefícios decorrentes.” A destruição de bactérias e vírus resulta de ações físicas, químicas e bioquímicas que podem ser previstas por expressões cinéticas simples, de acordo com a WEF (Water Environment Federation) (1996). Porém, a aplicabilidade desses procedimentos não é universal, estando sujeitas às condições locais específicas que podem exigir alterações substanciais em modelos experimentais. Conforme observado, além do tempo de contato, o processo de desinfecção, por exemplo, depende da intensidade dos agentes físicos ou químicos utilizados. A associação dessas ações resulta na grandeza conhecida por dose, importante para o controle dos processos de desinfecção.

ACHER *et al* (1997) definem desinfecção como uma operação química ou física unitária no processo de tratamento da água, cujo objetivo é a inativação dos microrganismos patogênicos com a finalidade de minimizar os riscos de doenças de veiculação hídrica. Afirmam que a desinfecção de efluentes domésticos tratados é obrigatória antes de sua utilização em irrigação de culturas, recarga de aquíferos pela infiltração ou, antes, pela sua disposição no solo ou em corpos hídricos.

Os produtos químicos ou agentes desinfectantes mais utilizados no Brasil são o cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio, ozônio e radiação ultravioleta, tanto na desinfecção de água de abastecimento quanto de efluentes domésticos e industriais tratados.

A informação essencial para o sistema de desinfecção é a taxa de inativação dos organismos-alvo. O efeito da concentração ou da intensidade do agente desinfectante sobre a velocidade de destruição dos organismos é imprescindível para associação com o tempo de contato e definição das doses a serem utilizadas.

Em 1908, Chick enunciou a cinética da desinfecção, atualmente conhecida como Lei de Chick. Ela reconheceu que a inativação dos microrganismos em função do tempo obedece ao modelo de uma reação de primeira ordem, conforme a equação EQ (5):

$$\text{EQ (5)} \quad N = N_0 \times \exp(-k \times t) \quad (\text{Lei de Chick})$$

Onde:

k = constante de velocidade reação, T^{-1}

N = número de organismos sobreviventes em um dado instante t

t = tempo, T

Para considerar o efeito da concentração, Waston, em 1908, partiu de considerações semelhantes à usada por Chik, considerando que a concentração de desinfetante é constante no tempo, como apresentado na equação EQ (6):

$$\text{EQ (6)} \quad N = N_0 \times \exp(-k' \times C^n \times t)$$

Onde:

$k = k' \times C^n$

k' = constante de decaimento ($L^n/mg^n \cdot \text{min}$)

C = concentração de desinfetante (mg/L)

n = coeficiente (adimensional)

Na Tabela - 5 estão apresentados exemplos de valores de k' e de n em função do pH e da temperatura do meio, para equacionamento de inativação de microrganismos com agente desinfetante químico.

Tabela - 5 Valores de K_d (k') e de n em função do pH e temperatura.

Cloro Combinado (K_d expresso como $(\text{mg/L}^{-n}) \cdot \text{min})$)				
Microrganismo	pH	Temperatura	K_d	n
<i>E.coli</i>	6,5	20-25	0,483	1,07
<i>E.coli</i>	7,0	20-25	0,316	1,04
<i>E.coli</i>	7,8	20-25	0,193	1,18
<i>E.coli</i>	8,5	20-25	0,0854	1,125
<i>E.coli</i>	9,5	20-25	0,049	1,37
<i>E.coli</i>	10,5	20-25	0,125	2,27

Fonte: Material de Aula 9 – PHD-5745 Processos Físico-químicos I – Prof. Sidney S. Ferreira Filho.

No Brasil, os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/1986 para águas de classe 2, destinadas à irrigação de vegetais sem ingestão direta, são de 1.000 coliformes fecais (CF)/100 mL e de 5.000 coliformes totais (CT)/100 mL. Atualmente, vigora a Resolução CONAMA 357/2005, que enquadra na Classe 3 as águas destinadas à irrigação de arbóreas e forrageiras, sendo que não deverá ser excedido um limite de 4.000 coliformes termotolerantes por 100 mL.

Em análise aos critérios de qualidade microbiológica das águas para reuso, Bastos (2008) relata a comparação entre as duas principais referências: as diretrizes da USEPA (2004) e da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006a; WHO, 2006b *apud* BASTOS, 2008). Segue-se também a sugestão de diretrizes a partir de resultados de pesquisas conduzidas no âmbito do PROSAB, respaldadas no conhecimento do estado da arte sobre o tema. Para a situação de irrigação restrita de culturas, aquelas em que o produto agrícola não é consumido *in natura*, a WHO aponta o limite de *E coli* $\leq 10^4$ NMP/100mL e quantidade de ovos de helmintos ≤ 1 ovo /L, para estas culturas com mão de obra intensiva. A USEPA (2004) orienta como quantidade de coliformes termotolerantes $C_{ter} \leq 200$ NMP/100mL e o PROSAB (BASTOS et al, 2003) sugeriu o limite de $C_{ter} \leq 10^4$ NMP/100mL e de menos que 1 ovo/L.

Os critérios sugeridos encontram consistência, como estado da arte do conhecimento, na remoção de patógenos por meio do tratamento de esgotos. E avaliam o alcance e as limitações do emprego de indicadores para a eficiência de

remoção de organismos patogênicos (CHERNICHARO et al, 2006; WHO, 2006a apud BASTOS, 2008).

No estado de São Paulo, os efluentes produzidos pelas ETE, em 365 municípios operados pela SABESP, eram da ordem de 25 m³/s em 2.000 e de 60 m³/s no ano de 2010. Entretanto, os efluentes produzidos na Região Metropolitana de São Paulo, devido à localização das ETE, dificilmente seriam utilizados para a irrigação de culturas agrícolas. No litoral paulista, por exemplo, a maior parte dos esgotos são lançados no mar via emissários submarinos. Deste modo, somente os efluentes produzidos no interior são passíveis de uso na agricultura, sobretudo os efluentes de lagoas de estabilização. Segundo levantamento realizado por Ebert (1998), no interior do Estado a SABESP opera 195 lagoas de estabilização, cuja vazão de efluentes totaliza 1.486 L/s e a vazão de projeto é estimada em 4.325 L/s. Telles (1999) afirma que a demanda de água de irrigação para o Estado de São Paulo é da ordem de 133,20 m³/s (para o ano 2010) – isso para atender uma área de 450.000 hectares, representando 16,84% da demanda de água de irrigação no Brasil. Os efluentes das lagoas de estabilização localizadas nas cidades do interior do Estado representam cerca de 3% do total de água de irrigação previsto, e poderá irrigar cerca de 15.000 hectares (TSUTIYA, 2001).

3.4.1.1 Cloração

Sobre a cloração de esgotos, CAIRNCROSS et al (1993) afirma que é muito mais complexa do que a de águas de abastecimento, exigindo dosagens superiores a 10 mg/L para se alcançar densidade de coliformes menor que 100 NMP/100mL. O efluente clorado lançado em rios ou lagoas sem a devida descloração pode ainda agir negativamente no equilíbrio biológico do corpo receptor.

REBHUN *et al* (1997) afirmam que a cloração de efluentes tratados é praticada em diversas partes do mundo, sendo particularmente importante em estações de tratamento de esgoto, que incluem esquemas de recuperação ou reuso como, por exemplo, de irrigação de culturas agrícolas.

Para BLATCHLEY *et al* apud Leo (2008), todos os métodos desinfetantes proporcionam modificações na composição do efluente tratado, que permanecem após o término do processo de desinfecção. Um possível efeito destas alterações químicas é o aumento da toxicidade do efluente tratado. A pesquisa sobre o uso de halogênios, especialmente o cloro, nos processos de desinfecção, tem sido considerada de grande interesse, devido a este potencial de alteração na toxicidade do efluente.

Tominaga & Midio (1999) realizaram extensa revisão bibliográfica sobre os aspectos toxicológicos da exposição humana a trihalometanos, especialmente em águas de abastecimento. Alegam que a hepatotoxicidade e a nefrotoxicidade, características destes compostos, ocorrem mesmo em exposições a baixas concentrações. Quanto aos efeitos mutagênicos, foram observadas aberrações cromossômicas nas células de medula óssea de ratos *in vivo*. A carcinogenicidade pode ser evidenciada pelo surgimento de tumores malignos em rins e tireóide de diferentes populações de ratos submetidas a exposição ao clorofórmio. Foram também observados efeitos de fetotoxicidade, com anormalidades no desenvolvimento muscular e esquelético em fetos das cobaias. Com relação aos efeitos sobre o homem, os resultados de diversos estudos sugerem probabilidade alta de câncer de bexiga, cólon e reto devido à ingestão destes compostos.

Daniel (2001) afirma que a polêmica sobre o uso do cloro recai na formação de subprodutos organoclorados, potencialmente prejudiciais à saúde humana, podendo ser cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos.

Os agentes desinfetantes clorados mais utilizados em estações de tratamento de esgotos são o cloro-gás, o hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio e o dióxido de cloro. Em estações de menor porte utilizam-se o hipoclorito de sódio e de cálcio pela simplicidade operacional e segurança. O cloro-gás é mais utilizado em estações de grande escala pela necessidade de operação altamente especializada e pela condição de menor custo de aquisição do produto (TCHOBANOGLIOUS, 2003 apud OLIVEIRA, 2005).

Tchobanoglous (2003) descreve a dissociação do cloro quando adicionado à água e a formação do ácido hipocloroso que é a forma mais oxidante deste agente desinfetante. A seguir, estão descritas as equações de dissociação das soluções comerciais de cloro mais utilizadas:

Hipoclorito de sódio:

Hipoclorito de cálcio;

Cloro gasoso;

A medição de cloro dosado ou de solução para os diferentes agentes desinfetantes à base desse produto deverá ser sempre Cl_2 . Portanto, o padrão de medição de Cl_2 é igual a 71 g ($71\text{gCl}_2/\text{mol}$), segundo Daniel (2001).

Quando o cloro entra em contato com substâncias dissolvidas presentes nos esgotos, afirma Gonçalves (2003) que ocorre uma série de reações de dissipação, resultando na perda de desinfetante ou em mudança em sua forma para uma espécie menos ativa. Dentre essas reações, destacam-se as que ocorrem com compostos de nitrogênio, no caso a amônia, formando cloraminas. As reações com compostos orgânicos também são importantes, uma vez que podem levar à produção de subprodutos organoclorados.

Descrição teórica das reações de cloro com a amônia na formação das cloraminas:

Cada um desses três compostos, a monocloramina, dicloramina e a tricloramina, contribui para o residual de cloro combinado no efluente clorado. As reações de decomposição das cloraminas proporcionam o fenômeno do *breakpoint*, quando as águas contendo amônia são cloradas, conforme mostra o Figura - 2 (CHERNICHARO, 2001, *apud* GONÇALVES, 2003).

Figura - 2 Curva de cloro residual em água com presença de amônia. (Fonte: Ricardo Franci Gonçalves, 2003)

De acordo com a USEPA (1986), cloro combinado é aquele que está diretamente associado a diversos compostos capazes de promover algum grau de oxidação ao meio. Também JOLLEY *et al apud* Oliveira (2005) relatam que parte do cloro reage como demanda, gerando residuais, e a outra parte reage com microrganismos, atingindo a desinfecção.

Oliveira (2005) realizou ensaios variando a dosagem de cloro entre 3,0 e 4,5 mg/L em efluente de lodo ativado, com sólidos em suspensão totais de 13 mg/L. Obteve-se, para a aplicação de 3,0 mg/L, um efluente desinfectado com $2,00 \times 10^3$ NMP/100mL de coliformes fecais e, para dosagem de 3,5 a 4,5 mg/L, efluente desinfectado com $<2,00 \times 10^1$ NMP/100mL de coliformes fecais. Em efluente de outra estação, com SST igual a 9 mg/L, obteve-se um efluente desinfectado com $1,45 \times 10^3$ NMP/100mL de coliformes fecais, para dosagem de 3,5 mg/L; e efluente desinfectado com $<2,00 \times 10^1$ NMP/100mL coliformes fecais, para as dosagens de 4 a 5 mg/L.

No primeiro caso, foi medida a concentração de cloro residual total de 1,2; 1,6; 2,1 e 2,4 mg/L nos efluentes desinfectados com dosagens de 3,0; 3,5; 4,0 e 4,5 mg/L, respectivamente. A concentração de THM em todas as dosagens descritas foi igual a 20 µg/L. No segundo caso, as medições das concentrações de cloro residual total foram de 0,5; 0,3; 1,1 e 1,6 mg/L nos efluentes desinfectados com dosagens de 3,5; 4,0; 4,5 e 5,0 mg/L, respectivamente. A concentração de THM foi de 20; 40; 50 e 50 µg/L, respectivamente.

Piveli (2005) aponta que a cloração para desinfecção dos esgotos não é um processo muito recomendável, especialmente nos esgotos brutos ou “in natura” e até mesmo os esgotos tratados em nível secundário, pois esses são muito ricos em partículas que competem e protegem os microrganismos da ação do cloro. Além disso, o excesso de cloro provoca efeitos adversos aos ecossistemas aquáticos dos corpos receptores, trazendo prejuízos inclusive para a fauna ictiológica. Ainda, Piveli (2003) aponta que apesar das elevadas concentrações de matéria orgânica presentes nos esgotos e efluentes tratados, os compostos precursores da formação de THMs não são presentes em quantidades significativas. O padrão de potabilidade para THMs é de 100 µg/L no Brasil, com forte tendência a ser reduzido nas próximas revisões da legislação vigente. Estudos epidemiológicos realizados nos EUA têm conduzido à necessidade de se reduzir esse padrão para 10 µg/L.

GOMES *et al* (2009) realizaram pesquisas com a aplicação de efluente da lagoa facultativa, alimentando um sistema de filtro pressurizado, de areia de alta taxa, como tratamento terciário. A concentração média de SST do efluente da lagoa

foi 110 mg/L. O filtro visou à remoção de parte dos sólidos em suspensão e, eventualmente, ovos de helmintos e protozoários. Uma grande quantidade de SST prejudicaria a operação do sistema de distribuição do líquido na cultura por meio de gotejadores subsuperficiais e sobrecarregaria a aplicação de agente desinfectante. O sistema de desinfecção, a jusante do filtro de areia, foi construído com tanque de contato de cloro. O filtro apresentou eficiência média de 29% na remoção de sólidos em suspensão, levando a concentração de SST no seu efluente para 79 mg/L. Os resultados obtidos a partir da desinfecção foi de $40,0 \times 10^1$ NMP/100mL de *E coli* e $200,0 \times 10^1$ NMP/100mL de coliformes totais, para uma aplicação média de cloro de 9,76 mg/L. A concentração de cloro residual livre teve média de 0,49 mg/L e a de cloro residual combinado de 0,61 mg/L. A soma de cloro residual livre com o cloro residual combinado é 1,10 mg/L, próxima, porém acima do limite de cloro residual total orientado pela USEPA (2004): valor de 1,00 mgCl₂/L para o uso agrícola de efluentes sanitários.

3.4.1.2 Radiação ultravioleta

Nos processos de desinfecção por aplicação da luz ultravioleta, a dose (D) é produto da intensidade da radiação (I) pelo tempo de exposição (t). Na desinfecção química, como a cloração, costuma-se recorrer ao fator concentração Ct do agente desinfectante, isto é, a dose expressa como produto da concentração do agente químico empregado pelo tempo de contato no controle do processo.

Basicamente, a desinfecção por radiação é alcançada pela exposição dos microrganismos presentes nos esgotos à radiação emitida por lâmpadas ultravioletas de vapor de mercúrio (baixa e média pressão). Essa exposição dos esgotos à radiação UV é feita em canais ou em dutos denominados reatores fotoquímicos, fotorreatores ou simplesmente reatores UV. Algumas das principais aplicações da desinfecção UV, registradas atualmente, são relacionadas a seguir:

- Desinfecção de água para abastecimento municipal: hospitais, escolas, quartéis, centros comunitários, hotéis e residências.
- Desinfecção com finalidade comercial: aquicultura, hidroponia, laboratórios, aquários, restaurantes e padarias.
- Desinfecção com finalidade industrial: farmacêutica, bebidas, eletrônica, alimentícia, têxtil, cosméticos, gráfica, etc.
- Desinfecção de efluentes: nos esgotos sanitários e industriais.
- Proteção para outras tecnologias de tratamento de água: membranas (osmose reversa e ultrafiltração), resinas de deionização, filtros de carvão ativado.
- Aplicações de UV no ar: exaustão de tanques, ar comprimido estéril e dutos de ar condicionado.

A intensidade de radiação UV emitida pela fonte é elemento necessário para o cálculo da dose, aplicada em um processo de desinfecção. Sua magnitude, em determinado ponto do reator, depende da fonte geradora de UV, do arranjo físico das fontes em relação ao efluente e da transmitância da radiação através do meio líquido (USEPA, 1986).

Os principais métodos para estimativa da intensidade média em um reator UV são a bioavaliação, a actinometria, a modelagem matemática e a medição direta (TCHOBANOGLIOUS et al., 1996).

A desinfecção com UV é mais efetiva em águas com cor, turbidez e sólidos em suspensão de pequeno valor, isto porque existe a necessidade de penetração da luz no meio líquido. A dose de UV é o principal parâmetro de projeto e controle operacional neste processo de desinfecção, sendo definida como o produto da intensidade de radiação (I) e do tempo de exposição (t), como descrito na equação EQ (7). A intensidade é medida em unidades do sistema internacional SI em W.m^{-2} , mas também é comum o uso de mW.cm^{-2} ($1 \text{ mW/cm}^2 = 10 \text{ W/m}^2$) (DANIEL, 2001).

$$\text{EQ (7) } Dose = I \times t$$

I : Intensidade de radiação que passa pelo meio líquido (mW/cm²);

t = tempo de exposição à radiação UV (s)

Assim, parte da energia emitida pela fonte de radiação é absorvida pelas substâncias presentes na água como matérias dissolvidas e em suspensão. Esta absorção segue a Lei de Beer-Lambert, descrita pela equação EQ (8).

$$\text{EQ (8) } I = I_0 \times e^{-\alpha x}$$

I_0 : intensidade de radiação emitida pela fonte (mW/cm²);

x : espessura da camada de líquido exposta à radiação (cm);

α : coeficiente de absorção (cm⁻¹).

Considerando que, na superfície da lâmina líquida ($x=0$), a intensidade de radiação é máxima ($I = I_0$), desprezando a absorção pelo ar entre a fonte e a superfície, e sendo mínima a intensidade na profundidade x , pode-se calcular a intensidade média (I_m) integrando a equação de Beer-Lambert (Morowitz apud DANIEL, 2001) a seguir.

$$\text{EQ (9) } I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot L} [1 - e^{-\alpha \cdot x}]$$

I_m : intensidade média de radiação (mW/cm²);

L : espessura da lâmina líquida.

O coeficiente α depende da qualidade do meio líquido e é determinado mensurando a absorbância em comprimento de onda 254 nm.

$$\text{EQ (10)} \quad \alpha = A \times \ln 10 = 2,303 A$$

α = coeficiente de absorbância;

A = absorbância a 254 nm (cm^{-1}).

As principais características que influenciam na percentagem de transmitância ($T=100 \times 10^{-A}$) são a presença de compostos orgânicos, inorgânicos e sólidos em suspensão. Na Figura - 3 é ilustrado o caminhamento da luz em um meio líquido com impurezas.

Figura - 3 Efeitos da matéria particulada na desinfecção UV. Adaptado de GONÇALVES (2003).

O efeito germicida deste tipo de energia foi reportado pela primeira vez por Downs & Blunt, em 1878 (Koller, 1952). Entretanto, a radiação ultravioleta utilizada como alternativa para desinfecção é conhecida desde o início do século passado, tendo sido abandonada devido aos problemas de confiabilidade tecnológica da época. Superada a maioria dos problemas, mais tarde, o método de desinfecção por radiação ultravioleta começou a ganhar popularidade, principalmente nos países

européus. As primeiras instalações de desinfecção com ultravioleta ocorreram na Suíça e na Áustria, em 1955. Em 1985, o primeiro país contava com 500 instalações e o segundo com 600. Segundo a USEPA, citada por White e Cairns (1998), em 1988 havia cerca de 3000 instalações de desinfecção com UV para água de abastecimento, sendo 2000 na Europa e 1000 nos Estados Unidos. No Brasil, particularmente na Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, as pesquisas foram iniciadas em 1977 por Campos e Pizziarini tendo por objetivo a desinfecção de esgotos (DANIEL, 2001).

O mecanismo de desinfecção por UV ocorre devido a ação da radiação nas proteínas e nos ácidos nucleicos RNA e DNA. A absorção de altas doses de UV pelas proteínas presentes nas membranas celulares leva ao seu rompimento e, conseqüentemente, à morte das células. Muitas vezes, a absorção de pequenas doses de radiação ultravioleta pelo DNA pode apenas interromper a habilidade do microrganismo de se reproduzir, impedindo-o de contaminar o meio (DANIEL, 2001).

A resistência à inativação dos diferentes organismos patogênicos por radiações UV varia de acordo com a espécie, sendo este um dos principais critérios de dimensionamento dos reatores UV para desinfecção. A Tabela - 6 apresenta uma compilação das doses de UV para inativação de diversos organismos (patogênicos ou não aos seres humanos). De modo geral, bactérias e vírus são muito sensíveis à radiação UV, bastando doses efetivas da ordem de 20 mWs/cm² para inativar a maioria das espécies. Entretanto, o mesmo não pode ser dito sobre protozoários e helmintos, dotados de proteções naturais que permitem sua sobrevivência em ambientes adversos. As formas encistadas dos protozoários e os ovos de helmintos são muito resistentes à radiações UV, exigindo doses extremamente elevadas e, na maioria dos casos, anti-econômicas para uma eficiente inativação. Portanto, esses organismos devem ser retidos ou eliminados nas etapas do tratamento que precedem a desinfecção UV, o que, em função das consideráveis proporções, geralmente ocorre por sedimentação ou filtração.

Tabela - 6 Doses de radiação UV para inativação de bactérias e vírus.

Bactéria	Dose UV (mWs/cm ²)	Virus	Dose UV (mWs/cm ²)
<i>Agrobacterium lumefaciens</i>	8,5	Adenovirus Tipo III	4,5
<i>Bacillus anthracis</i>	8,7	Bacteriófagos	6,6
<i>Bacillus anthracis</i> (Esporos de Antrax)	46,2	Coxsackie	6,3
<i>Bacillus paratyphosus</i>	6,1	Hepatite A	3,7
<i>Bacillus subtilis</i>	11	Hepatite infecciosa	8
<i>Clostridium tetani</i>	23,1	Influenza	6,6
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	6,5	Mosaico do tabaco	440
<i>Dysentery bacilli</i>	4,2	Poliovírus	7,5
<i>Eberthella typhosa</i>	4,1	Rotavírus	24
<i>Escherichia coli</i>	6,6	Rotavírus AS - 11	9,9

Fonte: adaptado de DANIEL, 2001

Loge *et al* (1996) elaboraram um estudo de previsão de desempenho e um sistema de desinfecção ultravioleta de efluentes secundários, criando um equacionamento empírico para a necessidade de radiação ultravioleta. Foram relatados valores de carga em UV, que é a relação entre a vazão e a potência de ultravioleta, relacionadas à transmitância e à concentração de sólidos em suspensão no meio líquido em três diferentes situações.

Para duas situações, 1 e 2, com semelhança nos valores médios de sólidos em suspensão de 6,5 mg/L, e valores diferentes de transmitância (em amostras não filtradas) de 79,6% e 55,4%, respectivamente, as cargas necessárias para inativação com limite residual de $10,0 \times 10^3$ NMP de coliformes fecais/100mL foram de 0,865 L/s.W para a situação 1 e 0,171 L/s.W para a situação 2.

Para as situações 1 e 3, com concentração de sólidos em suspensão de 6,5 mg/L e 30,1 mg/L, respectivamente, e transmitâncias semelhantes em 79,6%, os valores obtidos para a carga aplicada em radiação UV para as mesmas condições biológicas descritas anteriormente foram 0,865 L/s.W e 0,130 L/s.W. Concluiu-se que, tanto a quantidade de sólidos em suspensão, quanto à transmitância, interfere na qualidade da aplicação da desinfecção ultravioleta.

O inverso da carga em UV é igual à densidade de potência aplicada a um meio líquido, podendo ser medido em W.h/m³. Quanto maior a carga medida, mais econômico é o sistema em termos de potência necessária.

Na Tabela - 7 está apresentado um resumo dos parâmetros de dimensionamento de reatores UV, com lâmpadas emersas baseadas nas características do efluente desinfectado.

Tabela - 7 Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento de reatores UV com lâmpadas emersas.

Tipo de efluente tratado	Primário	Anaeróbio	Secundário aeróbio	Terciário aeróbio
Transmitância (%)	14 a 40	15 a 25	30 a 50	60 a 85
Absorbância (cm-1)	0,6 a 0,8	0,4 a 0,8	0,3 a 0,5	0,2 a 0,4
Dose aplicada (mJ/cm ²)	130 a 175	90 a 155	80 a 135	70 a 135
Densidade de Potência (Wh/m ³)	8 a 11	5,5 a 9,5	4 a 7	2,5 a 5,5
Potência Instalada (W/hab)	3 a 4,5	2 a 4,5	2 a 3,5	1,5 a 3,5
Potência Consumida (kwh/hab.d)	5 a 6,5	3 a 6,5	2,5 a 4	1,5 a 3

Fonte: Adaptado de GONÇALVEZ, 2003.

São apresentados na Tabela - 8 alguns valores de pesquisas realizadas para desinfecção ultravioleta em escala real, para atendimento de padrões Organização Mundial da Saúde de $10,0 \times 10^3$ NMP/100mL.

Tabela - 8 Comparação de características típicas de desinfecção ultravioleta em escala real – atendimento de 1000NMP/100mL.

Efluente	SST (mg/L)	Transm. (%)	Dose efetiva (mJ/cm ²)	Local	Ref.
Secundário	20	40	30	Grécia	Andeakakis et al, 1997
Secundário	10	60	32	Espanha	Moreno et al, 1997
Secundário	6	60	50	França	Janex et al, 1998
Secundário	50	8	55	México	Jiménez et al, 1999
Secundário	26	41	59	UFES	Pesquisa UFES
Terciário	16	39	21	UFES	Pesquisa UFES
Terciário	2	78	50	EUA	Kuo et al, 1997
Terciário	4	76	25	EUA	Oppenheimer et al, 1997
Terciário	23	53	170	EUA	Braustein et al, 1996

Fonte: Adaptado de GONÇALVES, 2003.

3.4.2 Filtração de efluentes tratados de esgoto

A filtração de efluentes na estação de tratamento de esgotos tem dois principais seguimentos que proporcionam a melhoria da sua qualidade, tanto para aplicação direta em solos agrícolas, quanto para o processo de desinfecção, uma vez que a efetividade e o custo da desinfecção de efluentes é diretamente proporcional à sua qualidade.

Segundo Lawler (1997), a necessidade que os sistemas de filtração têm de capturar os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* reacendeu o interesse de melhorar a eficiência de remoção de sólidos nos filtros. Para tanto, o estudo da distribuição de tamanho e de número de partículas presentes em afluentes e efluentes de sistemas de filtração apresenta-se como uma alternativa complementar às análises de turbidez e de sólidos suspensos, para avaliação de risco sanitário, de acordo com SANTOS et al (2004).

O filtro de areia com finalidade de aplicação de efluentes no solo segue os mesmos princípios da vala de filtração, ou seja, o tratamento ocorre quando da passagem do esgoto pela camada de areia, onde se processa a depuração por meio físico (retenção) e bioquímico (oxidação), este realizado pelos microrganismos fixados na superfície dos grãos.

Segundo a NBR 13969/1997, as taxas de aplicação para dimensionamento do filtro de areia, com a finalidade de aplicação de efluentes no solo, são idênticas às da vala de filtração. Na aplicação direta dos efluentes de tanques sépticos, a taxa limita-se a 100 L/m².d; para efluentes de processos aeróbios de tratamento, o valor limite é de 200 L/m².d. A USEPA (1980) recomenda a taxa de 80 à 200 L/m².d, quando da alimentação do filtro por efluentes de tanques sépticos; e de 200 à 400 L/m².d quando provenientes de filtro aeróbios (CHERNICARO, 2001).

Não é prevista, para a aplicação de filtro de areia lento, a instalação de qualquer elemento de incremento à sua operação como, por exemplo, sistemas de retro-lavagem. O funcionamento da aplicação é simples: restringe-se à observação de entupimento, criação de vegetação, limpeza e troca da fina camada superficial da areia quando de sua colmatagem. Esta areia pode ser lavada e repostada, ou simplesmente substituída.

Com a utilização de filtros lentos de areia para polimento de efluentes de lagoas de estabilização, podem ser produzidos efluentes finais com concentrações abaixo de 30 mg/L de SST, e eficiência variada (MIDDLEBROOKS, 1988). Após avaliar a operação de 13 sistemas de filtros de pedras, a Illinois Environment Protection Agency concluiu que os mesmos apresentaram efluentes com concentrações médias de 30 mgDBO₅/L e 37 mgSST/L, para uma carga hidráulica máxima de 0,80 m³/m².d.

Similar aos filtros lentos de areia para tratamento de água potável e de esgoto bruto, a filtração lenta consiste na aplicação do efluente de lagoas em áreas com leito filtrante de areia cujo diâmetro efetivo varia de 0,20 e 0,30 mm, com coeficiente de uniformidade menor que 7,0. A profundidade do leito filtrante deve ser de, no mínimo, 45 cm, acrescido de quantidade de areia suficiente para pelo menos um ano de ciclo de limpeza. A remoção das algas ocorre pela combinação dos processos de filtração física e degradação biológica. A retenção progressiva desses sólidos no topo do leito leva à sua colmatagem, o que demanda a remoção da camada superior

de 5 a 8 cm, de modo que a filtração volte a ocorrer na sua totalidade (MIDDLEBROOKS, 1995, apud OLIVEIRA, 1999).

A areia removida pode ser lavada e reaproveitada, ou simplesmente descartada. Para limpezas manuais, a área superficial do filtro não deve ser superior a 90 m² e para limpeza com a utilização de equipamentos mecânicos, essa área pode ser elevada para mais de 5000 m². As cargas hidráulicas superficiais típicas dos processos de filtração lenta variam de 0,37 a 0,56 m³/m².d. Quando a concentração de sólidos afluentes for superior a 50 mg/L, essas cargas devem ser reduzidas a uma faixa entre 0,19 e 0,37 m³/m².d. A aplicação desse sistema pode ser limitada quando não houver disponibilidade de área ou quando for necessário remover nutrientes (OLIVEIRA, 1999).

Devido ao custo elevado de unidades de filtração para tratamento terciário de esgotos em vazões grandes, principalmente em função de áreas requeridas, são indicadas as filtrações em alta taxa. Em geral, os projetos de filtros devem procurar maximizar a produção líquida de água (produção total menos água de retro-lavagem) por metro quadrado e com viabilidade operacional. A USEPA (1974) considerou a faixa de 120 à 360 m³/m².d para taxa de aplicação superficial na filtração de esgoto tratado. As referências da escolha adequada da taxa se deram pela quantidade de sólidos em suspensão presentes e às carreiras de filtração entre os procedimentos de retro lavagem. Por exemplo, foi apresentado o cálculo da perda de carga final, sugerindo uma carreira de filtração de 24 h, com taxa de aplicação superficial média de 180 m³/m².d e concentração de sólidos em suspensão no efluente de 30 mg/L. Para a captura de 25 mg/L de sólidos em meio filtrante, com areia de até 1,2 mm, obteve-se o acréscimo de perda de carga final em 4 m. Trata-se de um processo de alto controle operacional.

Hall & Croll (1997), na Inglaterra, avaliaram o desempenho de alguns filtros rápidos usando a turbidez e a contagem de partículas como parâmetros de controle e oocisto de *Cryptosporidium* como microrganismo indicador. Estes foram utilizados por apresentarem tamanho entre 4 µm e 6 µm e serem resistentes à desinfecção - portanto sendo obrigatória sua remoção nos filtros. Os autores não observaram qualquer correlação entre turbidez e contagem de partículas, porquanto efluentes com pequena variação de turbidez (0,1 a 0,2 UNT) apresentaram grande

variabilidade no número de partículas: entre 2 μm e 5 μm (20 a 6000 partículas por mililitro) (SANTOS et al, 2004).

Jago (1977) relatou o tratamento terciário de efluentes de esgoto com filtro. O resultado foi um efluente com a qualidade exigida, durações razoáveis das carreiras de filtração e sem necessidade de executar filtros de profundidade excessiva. Os problemas encontrados foram associados à obstrução progressiva das camadas filtrantes devido aos crescimentos biológicos, os quais não foram completamente removidos por sistemas de retro-lavagem ineficientes. Isso indica que o sistema de limpeza usado para filtros de tratamento terciário deve ser mais agressivo do que para filtros de água potável, havendo, muitas vezes, a necessidade de sistemas de limpeza auxiliares. Sugeriu-se que filtros de fluxo ascendente e filtros contínuos devam ser aplicáveis ao tratamento terciário. Os filtros por gravidade utilizam apenas as camadas superficiais; aqueles são capazes de utilizar a sua plena camada e são, portanto, menos suscetíveis ao entupimento por crescimentos biológicos.

Thcobanoglous (2003) afirma que, para os efluentes secundários, a remoção de material coloidal orgânico, inorgânico e de sólidos em suspensão é alcançada pela aplicação de filtração. Os filtros usados para efluentes secundários se classificam em três níveis gerais: (1) filtração profunda; (2) filtração superficial e (3) filtração em membranas. Na filtração profunda, a remoção de sólidos em suspensão ocorre tanto internamente quanto na superfície do leito filtrante. Na filtração superficial e por membranas, a remoção de material em suspensão ocorre na superfície ou em uma camada fina do meio filtrante.

A filtração profunda também engloba, entre diversas configurações, os filtros de areia. Nestes é possível obter a remoção de sólidos e de material coloidal suspensos e de cistos e oocistos de protozoários. Na filtração superficial, em geral, são utilizados materiais sintéticos que alcançam a remoção de sólidos e de material coloidal em suspensão, conforme Tabela 11-2 em Thobanoglous (2003).

Em termos de turbidez, pesquisa realizada em filtros para efluente de processo de lodo ativado com boa qualidade, com valores de 5 a 7 UNT, levaram à concentrações efluentes de 2 UNT ou menor para todos os filtros. Para efluentes com turbidez acima de 5 a 7 UNT, é indicada a adição química para obtenção dos mesmos resultados (TCHOBANOGLOUS, 2003).

Em termos de sólidos em suspensão, Thobanoglous (2003) também demonstra uma relação entre este parâmetro e a turbidez, aplicando um fator f de conversão de 2,0 a 2,4 para efluente secundário, e de 1,3 a 1,5 para o efluente secundário filtrado, conforme equação EQ (11):

$$\text{EQ (11)} \quad SST = f \times T$$

Onde:

SST = concentração de SST (mg/L)

f = fator de conversão

T = turbidez (UNT)

Para um efluente filtrado com turbidez igual à 2 UNT, por exemplo, a concentração de SST seria de 2,8 a 3,2 mg/L.

Em termos de taxa de filtração, ou taxa de aplicação superficial nos filtros profundos, tem sido observado que taxas de 115 a 460 m³/m².d não afetam os resultados da qualidade do efluente de processos de lodo ativado. Para efluentes secundários, os filtros superficiais com materiais patenteados oferecem bons resultados em taxas de aplicação superficial de 360 a 1.195 m³/m².d, como o produto Discfilter®, de porosidade entre 10 e 60 µm. O resultado é semelhante com o produto Cloth-Media Disk Filter® (CMDf) de porosidade nominal entre 10 µm 144 e 388 m³/m².d

Em estudos realizados com efluente de lodo ativado, características de SST e de turbidez de 3,9 a 30 mg/L, e 2 a 30 UNT. Com a aplicação do filtro CMDf os valores foram igual à 1 em 92 por cento do tempo para ambos os parâmetros (RIESS *et al*, 2001, *apud* TCHOBANOGLOUS, 2003).

4 METODOLOGIA

4.1 Delineamento experimental geral

A presente pesquisa faz parte de um estudo amplo, que envolve o uso agronômico de esgoto tratado. Ela tem por objetivo produzir subsídios para avaliação da viabilidade desta prática e para implementação de legislação específica adequada às condições brasileiras. Nestes experimentos, parcelas de culturas vegetais são irrigadas com esgoto tratado em diferentes condições para fins comparativos. Pelo controle das lâminas de irrigação aplicadas e da qualidade do esgoto tratado, são identificados os aportes de água e de nutrientes, podendo-se relacionar as quantidades de efluentes com as áreas necessárias para o cultivo. Assim, o setor de agronomia pode avaliar benefícios para a economia de insumos, enquanto o setor de saneamento e meio ambiente pode contabilizar a redução das cargas poluidoras nas águas naturais. Durante o desenvolvimento das culturas, monitoram-se as características e solução de solo, dos cultivares e das águas do lençol freático.

Para uso agronômico, o conceito do tratamento de efluentes difere daquele para lançamento em águas naturais por não haver interesse na remoção dos principais nutrientes como nitrogênio e fósforo. Na presente pesquisa, foram utilizados, para irrigação de culturas, efluentes de reator anaeróbio do tipo UASB e de lagoa facultativa fotossintética. Além de não removerem nutrientes, esses processos de tratamento de esgotos são bastante difundidos no Brasil por serem adequados às nossas condições climáticas e pela simplicidade operacional.

No entanto, os esgotos tratados por esses processos possuem concentrações ainda elevadas de sólidos em suspensão e de organismos patogênicos, demandando pós-tratamento que, à medida do possível, devem ser removidos por processos simples sem remoção significativa de nutrientes.

Esta pesquisa foi desenvolvida no município de Piracicaba/SP, nas áreas de duas estações de tratamento de esgoto em escala real. Na ETE Piracicamirim, os reatores UASB são parte integrante do sistema de tratamento, tendo sido utilizada pequena parte de seus efluentes para alimentar unidades complementares de tratamento em escala piloto, e sistema de irrigação de cultura de laranjeiras. Na ETE CECAP, parte dos efluentes da lagoa facultativa final alimentou o pós-tratamento em escala piloto e a irrigação de cultura de cana-de-açúcar. Na organização geral deste trabalho sobre o pós-tratamento de efluentes visando o uso agrônômico, foram definidos dois subprojetos descritos à seguir e arranjados conforme fuxograma apresentado na Figura - 4:

- Subprojeto 1: Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB – ETE Piracicamirim;
- Subprojeto 2: Pós-tratamento de efluentes de lagoas facultativas – ETE CECAP.

Figura - 4 Fluxograma dos subprojetos da pesquisa

4.2 Materiais e métodos utilizados no subprojeto 1

4.2.1 Apresentação da ETE Piracicamirim

A estação de tratamento de esgoto Piracicamirim, no Município de Piracicaba, Estado de São Paulo, foi inaugurada em 1997 e atende uma população de aproximadamente 90.000 habitantes (para o ano de 2011). Sua vazão aproximada é de 250 L/s, conforme informado pelo SEMAE Piracicaba.

A estação é constituída de tratamento preliminar com peneiramento rotativo malha de 3 mm e limpeza automatizada; desarenação em caixa de areia tipo vortex aerada, onde também é instalado dispositivo para remover gordura, seguida por três blocos de 4 reatores anaeróbios tipo UASB, com medidas aproximadas de 30 m de comprimento, 20 m de largura e 6 m de altura cada. No total, são três blocos de reatores de 3.600 m³ de volume, 225 L/s de vazão e 13,7 horas de tempo de detenção hidráulica médios.

Na jusante dos reatores USAB encontra-se o processo de lodo ativado, com tanque de aeração e decantador secundário de alta taxa ou lamelar. Este possui sistema de retorno de lodo dos decantadores para o tanque de aeração, e sistema de descarte do excesso de lodo ativado para digestão nos reatores UASB. O desaguamento do lodo de excesso digerido nos reatores UASB se dá por centrifugação mecanizada.

Foi escolhido o efluente dos reatores UASB para ser aplicado no sistema de polimento, desinfecção e irrigação da cultura de laranja da espécie “Valência”, por conter maior quantidade de nutrientes em relação ao processo completo descrito.

4.2.2 Apresentação das unidades que compõem o sistema em escala piloto

Nos reatores UASB, há mais perda de sólidos devido à falta de descarte de lodo, deficiência do sistema separador sólido/gás/líquido e pelo recebimento de lodo ativado em excesso, quando este é o pós-tratamento adotado – caso da ETE Piracicamirim. Concentrações elevadas de sólidos em suspensão provocam obstrução nos sistemas de irrigação e dificultam a desinfecção final, dentre outros malefícios que podem ser esperados.

Esta pesquisa escolheu como pós-tratamento a filtração em leito de areia em alta taxa, condição usualmente aplicada para polimento de efluentes de tratamento secundário. Esta filtração pode remover mais matéria orgânica e de sólidos em suspensão do que aquelas alcançadas pelo processo de tratamento por UASB (TCHOBANOGLOUS *et al* , 2003). Escolheu-se também a decantação lamelar, prática que tem recebido, nos últimos anos, maior atenção no campo do tratamento de esgotos. Se por um lado a decantação lamelar ocupa áreas significativamente menores em relação aos decantadores convencionais, por outro, ainda falta conhecimento prático desta operação unitária associada aos diversos tipos de tratamento biológico.

A filtração final foi incluída para avaliação dos efeitos da remoção adicional de sólidos sobre o processo de desinfecção UV. A filtração em manta geotêxtil não tecida foi proposta por razão de simplicidade operacional e possível benefício econômico. Já para a desinfecção por radiação ultravioleta, os motivos da escolha foram a praticidade, a não introdução de espécies químicas e também a falta de informações práticas sobre este.

O sistema proposto foi concebido para promover a remoção de sólidos em suspensão, remanescentes dos reatores UASB, e favorecer a desinfecção com radiação ultravioleta. Sua finalidade foi a produção de um líquido seguro tanto para irrigação, quanto para a proteção da saúde da comunidade de atividade agrícola. O efluente foi aplicado na cultura de laranja por equipe do projeto de pesquisa do Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL), da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – USP. As instalações dos experimentos

ocuparam áreas da ETE Piracicamirim e do Campus ESALQ, da Universidade de São Paulo, conforme representada na Figura - 5:

Figura - 5 Imagem da ETE Piracicamirim e áreas de pesquisa do campus ESALQ da USP

Para o pós-tratamento do efluente dos reatores UASB, seguido de desinfecção por radiação ultravioleta, foi proposta a montagem do sistema piloto em dois experimentos e em duas situações distintas à montante do reator UV:

Experimento 1: filtros de areia pressurizados de alta taxa, da ordem de 500 à 600 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$

Experimento 2: decantador lamelar com taxa de aplicação hidráulica de 115 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ seguido de filtração em leito de manta geotextil não tecida com taxa de aplicação hidráulica de 10 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Foi esperado dos sistemas de filtração que, além da remoção de sólidos em suspensão, houvesse também a remoção de protozoários, como ovos de helmintos.

O efluente filtrado em ambos os experimentos descritos foi submetido à desinfecção em reator de radiação ultravioleta, visando inativar as bactérias, tendo como controle a medição de coliformes totais e *E-coli*.

4.2.2.1 Filtro de areia

A escolha do equipamento de filtração se deu pela sua prática usual na irrigação de culturas. A instalação do filtro de areia pressurizado, utilizado neste experimento, é composta por captação do efluente dos reatores UASB por de bombeamento. Este, por sua vez, é seguido de filtração em duas unidades filtrantes pressurizadas, em paralelo, com corpo de aço cilíndrico cujo diâmetro é 40 cm. As características construtivas desse corpo são apresentadas de modo esquemático na Figura - 6.

O meio filtrante é areia com granulometria de 0,6 a 1,2 mm, conforme especificação do fabricante, sem a determinação do coeficiente de uniformidade, altura de leito de 35 cm e área superficial de 0,12 m². O equipamento de pressurização com um conjunto moto-bomba de 7 cv pôde elevar a pressão no interior do filtro até 50 mca. O equipamento de controle promoveu a alternância entre a filtração e a retro-lavagem automática do filtro a cada 5 minutos. A pressão de trabalho no interior do filtro foi de 20 mca. Caso a pressão viesse atingir 30 mca no interior do filtro antes do início da retro lavagem automática, promovia-se a parada do sistema para a retirada e lavagem manual externa da areia, para depois reiniciar o processo. Este procedimento levou de três a quatro meses. A Tabela - 9 apresenta as características de fabricação do filtro de areia:

Tabela - 9   Dados de fabricação do filtro de areia.

Modelo	Vazão máxima m ³ /h	Pressão máxima de serviço Mca	Ø mm	h mm	Areia "G" mm	Areia Volume L
FA7	24	80	400	1500	0,6 – 1,2	45

Figura - 6 Esquema construtivo do filtro de areia

Descrição das unidades do filtro de areia como apresentados na Figura - 6:

Onde: A - Corpo em aço com tampo toro esférico

B - Nipples para pressão diferencial

C - Niple para ventosa

D - Niple de entrada - Rosca BSP

E - Boca de visita superior

F - Boca de visita lateral

G - Boca de visita inferior

H - Niple de saída - Rosca BSP

I - Fundo Falso

J - Crepina de alto desempenho

K - Indicador de nível de areia

L - Areia filtrante
M - Filtro de tela incorporado
h – altura total

Figura - 7 Filtro de areia instalado no sistema piloto – experimento 1

Todo conjunto é identificado como “Filtros de Areia Super e Máster Pluvitec”. O filtro de areia trabalhou com vazão de $3 \text{ m}^3/\text{h}$ por filtro, sendo encaminhada metade da vazão para cada unidade. Desta maneira, obteve-se uma taxa de aplicação superficial de aproximadamente $570 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Como a necessidade de vazão do sistema de desinfecção e irrigação proposto foi de $2 \text{ m}^3/\text{h}$, a vazão excedente a este valor foi descartada do sistema, a partir do ponto de saída do filtro. A Figura - 7 ilustra a instalação do filtro de areia no sistema piloto do experimento 1.

4.2.2.2 Decantador lamelar

Para a realização da decantação em alta taxa do efluente dos reatores biológicos UASB, promoveu-se o condicionamento do efluente com polímero sintético catiônico Paestrol 852. A definição da dosagem de polímero foi feita através de ensaios em *Jar test*, como será descrito no item 4.2.4.1.1.1.

O decantador lamelar foi dimensionado utilizando-se o conceito da taxa de escoamento superficial. Esta é calculada quando se conhece a vazão Q e é fixada a velocidade de sedimentação (V_s) em metros por dia e esta, numericamente, deve ser igual à taxa de escoamento superficial, medida em $m^3/m^2.d$. Para atendimento de aplicação superficial até $115 m^3/m^2.dia$, a vazão de alimentação do decantador foi pré-determinada em $2 m^3/h$, somada da vazão de aplicação de solução de polímero de $2,5 L/h$. Esta última foi desconsiderada nos cálculos de dimensionamento do decantador. O resultado foi a área superficial necessária para o decantador, conforme equação EQ (12):

$$EQ (12) \quad A_s = \frac{Q}{V_s} = \frac{2 m^3/h \times 24 h}{115 m/d} = 0,41 m^2$$

Onde: A_s = área superficial do decantador lamelar

Q – vazão em m^3/d

V_s – velocidade de sedimentação da partícula de lodo

O decantador lamelar foi dimensionado a partir da equação EQ (13) tomando como parâmetros de projeto os principais dados:

$$\text{EQ (13)} \quad V_s = \frac{V_o \times S}{(L \times \cos \theta + \sin \theta)}$$

Onde: Vazão de projeto Q :	2 m ³ /h
Material:	acrílico
Utilização de placas paralelas com espessura e :	0,005 m
Comprimento das placas l :	1,0 m
Distância entre placas w :	0,06 m
Inclinação das Placas θ :	60°
Número de unidades em operação n :	1
Velocidade de sedimentação V_s :	20 m/d

Ainda: V_o = velocidade de escoamento entre as placas em m/d

$S = 1$, fator adimensional para utilização de placas paralelas

L = relação comprimento l da placa pela distancia w entre placas

Cálculo da relação L entre o comprimento l e distancia entre placas w :

$$\text{EQ (14)} \quad L = \frac{l}{w} = \frac{1,0 \text{ m}}{0,06 \text{ m}} = 16,667$$

Com isto rearranjando a equação EQ (13) a velocidade de escoamento entre as placas é:

$$V_o = 20 \frac{\text{m}}{\text{d}} \times (16,667 \times 0,5 + 0,866) = 184 \frac{\text{m}}{\text{d}} = 0,213 \text{ cm/s}$$

Yao (1970) recomenda que a velocidade de escoamento entre as placas não ultrapasse o valor de 0,30 cm/s. Isso evita o arraste de sólidos já sedimentados. Para obtenção das medidas do decantador, desenvolveram-se os cálculos da área útil necessária entre as placas; dividindo-se a vazão pela velocidade de escoamento entre as placas. O equacionamento deste resultado pelo seno do ângulo θ alcança a

área útil necessária da superfície horizontal do decantador. Com este resultado, foram encontradas suas dimensões externas e os número de canais e de placas - sendo 11 canais e 12 placas com dimensões superficiais de 0,83 m de comprimento por 0,50 m de largura, conforme ilustração na Figura - 8

Verificação da taxa de escoamento superficial:

$$\text{EQ (15)} \quad q = \frac{Q}{A_s} = \frac{2m^3/h \times 24 h/d}{0,50 m \times 0,83 m} = 115,66 m^3/m^2.d$$

Onde: q = taxa de escoamento superficial

Q = vazão

A_s = área superficial do decantador lamelar

A taxa de escoamento linear sobre os vertedores do decantador foram resultantes em 28 m³/m.dia.

Figura - 8   **Decantador lamelar.**

4.2.2.3   Filtro de manta geotêxtil não tecida

Para o sistema de filtração após processo de sedimentação, esperou-se que o filtro trabalhasse como polimento final do efluente no sistema de desinfecção por radiação ultravioleta. Para tanto, admitiu-se, inicialmente, a construção de unidade de filtração com baixa taxa de aplicação superficial em $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Utilizou-se a equação EQ (16) para o dimensionamento da unidade e escolha da forma construtiva, com resultado obtido da necessidade de área superficial de $4,80 \text{ m}^2$:

$$\text{EQ (16)} \quad A = \frac{Q}{q} = \frac{2 \text{ m}^3/\text{h} \times 24 \text{ h}/\text{d}}{10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}} = 4,80 \text{ m}^2$$

Onde: A = área superficial do filtro em m^2

Q = vazão em m^3/d

q = taxa de escoamento superficial em $m^3/m^2.d$

Implantaram-se duas unidades de filtração paralelas em tanque de fibra de vidro circular, cujo diâmetro na cota de instalação da manta é de 1,75 m. O material suporte para a manta foi a brita de mão, ou brita nº 4 em camada de 30 cm.

A saída do efluente foi instalada no fundo, de modo que ela pudesse arrastar sólidos não retidos na filtração. Foi construído vertedor controlador de nível de água mínimo dentro do filtro, criando lâmina líquida de 15 cm sobre a manta geotêxtil, conforme apresentado na Figura - 9:

Figura - 9 Esquema da instalação do filtro de manta geotêxtil

Para a escolha da manta geotêxtil, foram adquiridas três amostras com gramaturas diferentes do mesmo fabricante (OBER), como são designadas comercialmente. As gramaturas disponíveis à época eram de 600 g/m², 400 g/m² e 130 g/m², com as seguintes aberturas de filtração: 60, 80 e 160 μm , respectivamente. O material utilizado tem ampla aplicação em sistemas de estabilização e drenagem de solos e encostas, portanto, não são fornecidas informações quanto à sua regularidade, apenas sua densidade e resistência mecânica.

Foram ensaiadas, no início da operação do experimento 1, as filtrabilidades de cada amostra, da mais densa para a menos densa, durante um período de 4 semanas. Cada amostra produziu aproximadamente 40 m³ de efluente filtrado. Os resultados relativos a sólidos em suspensão, turbidez e absorbância ao comprimento de onda de 254 nm foram similares para as 3 amostras de manta, e serão apresentados no capítulo 5. Isto levou a decisão de utilizar o modelo mais leve e de menor custo.

As mantas geotêxteis dos dois filtros tiveram vida útil de 3 meses aproximadamente. Elas foram substituídas por mantas novas depois deste período de ensaio, com a finalidade de se manter a qualidade do efluente.

4.2.2.4 Reator de desinfecção por radiação ultravioleta

O principal parâmetro de controle operacional da desinfecção ultravioleta é a dose, a qual é o produto da intensidade de radiação pelo tempo de exposição aos raios. A inativação de um grupo de microrganismo pode ser alcançada em um curto intervalo de tempo e alta intensidade de radiação ou mesmo em um longo intervalo de tempo e baixa intensidade.

De modo geral, bactérias e vírus são muito sensíveis à radiação UV. Doses efetivas da ordem de 20 mWs/cm² são suficientes para inativar a maioria das espécies (GONÇALVES, 2003). Para *Escherichia coli*, a dose para inativação é da ordem de 6,6 mW.s/cm² (COLLENTRO, 1986; LUPAL, 1993; TREIJ, 1995; WEF, 1996; TARRAN, 2003 *apud* GONÇALVES, 2003).

Foram utilizadas lâmpadas germicidas ultravioletas de 15W nominal, modelo Philips TUV T8 – lâmpada ultravioleta de baixa pressão com vapor de mercúrio, e potência disponível em radiação UV-C de 4,9 W. Partindo da escolha da fonte de radiação UV, e com o conhecimento da potência da lâmpada utilizada, foi possível determinar a intensidade de radiação emitida pela fonte - $I_0 = 1,73 \text{ mW/cm}^2$ -, como descrito na Equação EQ (17) (GONÇALVES, 2003):

$$\text{EQ (17)} \quad I_0 = \frac{S}{4\pi r^2}$$

Onde: I_0 = intensidade de radiação emitida pela fonte (mW/cm²)

S = energia emitida pela fonte (W)

r = distancia de uma fonte à um raio r pontual

A intensidade média de radiação no meio líquido I_m é calculada a partir das informações da fonte emissora de radiação ultravioleta, I_0 , e das características do meio, como descrito pela integração da Lei de Beer-Lambert (MOROWITZ *apud* DANIEL, 2001) e apresentada na equação EQ (9), no item 3.4.1.2, e a seguir:

$$\text{EQ (9)} \quad I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot L} [1 - (e^{-\alpha \cdot L})]$$

Onde: I_m = intensidade média de radiação ultravioleta no meio (mW/cm²)

α = coef. Absorbância do meio (cm⁻¹) (EQ (10))

L = caminho ótico no meio (cm)

A dose recebida pode ser lida na unidades W.h/m³, aplicando-se o fator de conversão $f = 0,2778$, sendo a conversão de mW para W, s para h e cm para m, como apresentado na equação EQ (18) (DANIEL, 2001).

$$\text{EQ (18)} \quad D_R = \frac{I_m \times t}{L} \times 0,2778$$

Onde: D_r = dose recebida por volume (W.h/m³)

I_m = intensidade média de radiação ultravioleta (mW/cm²)

t = tempo (s)

L = lâmina líquida (cm)

Deve-se diferenciar a dose aplicada da dose recebida. A dose aplicada é usada como estimativa de consumo de energia, e relaciona-se à potência nominal

da lâmpada. A dose recebida, por outro lado, relaciona-se à dose em comprimento de onda específico, que atinge um determinado ponto em um meio (DANIEL, 2001).

Para a determinação da necessidade de lâmpadas a serem utilizadas, aplicou-se a equação EQ (19) apontada por Daniel (2001).

$$\text{EQ (19)} \quad D_{av} = \frac{D_r \times a \times L}{1 - \exp(-a.L)}$$

Onde: D_{av} = dose aplicada por volume (Wh/m³)

D_r = dose recebida (Wh/m³)

a = coeficiente de extinção (cm⁻¹)

Foi construído um reator em estrutura metálica de aço inox e tampa de alumínio, protegido contra vazamento de luminosidade, conforme ilustra a Figura - 12. Para poder acomodar as lâmpadas transversalmente, o reator tem um canal retangular com largura de 48 cm. O escoamento ocorre no sentido de seu comprimento, com profundidade uniforme de lâmina líquida de 4 cm e controlada por vertedor linear no final do canal.

As premissas de dimensionamento foram:

Vazão Q:	2 m ³ /h
Concentração de coliformes fecais afluente N_0 :	10 ⁶ NMP/100mL
Concentração de coliformes fecais efluente N :	≤ 10 ³ NMP/100 mL
Absorvância ao λ 254 nm no efluente A :	0,150 cm ⁻¹
Sólidos em suspensão no efluente SST:	< 10 mg/L
Tempo de exposição t :	20 s
Distância entre a lâmpada e o líquido	15 cm
Refletor de alumínio:	perda 30%
Envelhecimento da lâmpada:	perda 20%
Lâmina d'água L :	4,0 cm

A dose recebida (D_r) calculada foi 1,305 Wh/m³ e a dose aplicada por volume foi 2,41 Wh/m³.

A definição do número n de lâmpadas de 15 W nominal, descrita anteriormente, foi verificada pelo equacionamento a seguir, EQ (20), devendo ser considerada a emissão ao comprimento de onda 254 nm de 4,90 W, conforme orientação do fabricante:

$$\text{EQ (20)} \quad n = \frac{Q \times D_{av}}{P \times f_1 \times f_2}$$

Onde: Q = Vazão (2 m³/h)

P = Potência da lâmpada ao λ 254 nm (W)

f_1 = fator de envelhecimento da lâmpada = 0,80

f_2 = fator de correção de perda no reator = 0,70

Portanto $n = 1,75$ lâmpadas;

Verificação para $Q = 3$ m³/h $n = 2,63$ lâmpadas

Construiu-se um reator com um total de 5 lâmpadas com acionamento individual para cada lâmpada e distância de 13 cm entre lâmpadas. Isto possibilitou a variação da dose aplicada quando necessário. Foi construído com sua largura limitada pelo comprimento da lâmpada, como descrito anteriormente. O reator teve comprimento de 65 cm e vertedor de 4,0 cm de altura, resultando no volume de 0,015 m³ e 21 segundos de tempo de exposição para $Q = 2$ m³/h, como ilustrado na Figura - 10, Figura - 11 e Figura - 12.

Com o início da operação do sistema os valores das doses recebidas variaram em relação ao valor preliminarmente definido devido à qualidade do efluente como será apresentado e discutido no capítulo 5.

Figura - 10 Planta baixa do refletor

Figura - 11 Planta baixa e corte do reator ultravioleta (cm)

Figura - 12 Imagem do reator ultravioleta

4.2.3 Experimento 1 – filtro de areia + desinfecção com radiação ultravioleta

4.2.3.1 Delineamento experimental

O experimento 1 foi conduzido com o monitoramento dos reatores UASB pela média de vazão e qualificação de seus efluentes e do esgoto bruto. Seguiu-se então a aplicação do efluente no sistema piloto constituído por filtro de areia pressurizado e desinfecção em reator ultravioleta, como apresentado no item 4.2.1.

As condições de filtração seguiram as orientações do fabricante. O resultado do processo apresentou uma taxa de aplicação superficial igual à $570 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. O reator ultravioleta foi operado com 21 segundos de exposição. Houve grande variação na qualidade do efluente filtrado, acarretando na variação da dose recebida, conforme será apresentada no capítulo 5.

Os pontos de amostragem para o experimento 1 foram determinados para coletas do (1) esgoto bruto peneirado; (2) efluente dos reatores UASB; (3) efluente do filtro de areia e (4) efluente do reator ultravioleta. Estão apresentados na Figura - 13 os pontos de amostragem no sistema implantado na ETE por reatores UASB, de acordo com o experimento 1. As amostras foram coletadas quinzenalmente. A operação e amostragem deste experimento ocorreu de fevereiro de 2008 a abril de 2009. A partir desta data, a ETE iniciou um período de reforma, levando assim ao encerramento do experimento 1, dando inícios às atividades do experimento 2.

As amostras foram submetidas à análises físico-químicas e biológicas, conforme orientações do Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, 21^a ed (2005), apresentadas na Tabela - 10. As análises foram realizadas nos laboratórios da Escola Politécnica da USP (EP) e Faculdade de Saúde Pública da USP (FSP).

Figura - 13 Pontos de amostragem no sistema de reatores UASB – Experimento 1

A caracterização físico-química das amostras no experimento 1 se deu através dos parâmetros pH; alcalinidade; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); nitrogênio total Kjeldhal (NKT); nitrogênio amoniacal; fósforo solúvel; sólidos totais (ST); sólidos fixos (SF); sólidos voláteis (SV); sólidos em suspensão totais (SST), sólidos em suspensão fixos (SSF); sólidos

em suspensão voláteis (SSV); sólidos dissolvidos; absorvância ao comprimento de onda 254 nm – este último realizado sobre a amostra coletada no ponto 3.

Os exames biológicos foram realizados sobre as amostras dos pontos 3 e 4, sendo a) exames microbiológicas (coliformes totais e *E coli*) e b) parasitológicas (ovos de Helmintos), conforme descritos na Tabela - 11.

No experimento 1, não foi realizado o ensaio de fósforo total e de turbidez devido à manutenção dos equipamentos analíticos. Neste experimento foi realizada a medição da intensidade de radiação ultravioleta no reator UV, conforme será descrito no item 4.2.3.1.1.

Tabela - 10 Variáveis Físico-Químicas e Metodologias Analíticas Empregadas

Característica	Metodologia	Descrição
pH	4500 – H+ B, Standard Methods	Método eletrométrico. pH metro Jundilab
Alcalinidade	2320 B, Standard Methods	Método titulométrico via adição de H ₂ SO ₄ 0,02N
DBO _{5,20}	5200 B, Standard Methods	Diluição e incubação por 5 dias a 20 °C, com determinação dos níveis iniciais e finais de oxigênio através do método da Winkler
DQO	5220 D, Standard Methods	Método do refluxo fechado. Digestão com dicromato de potássio em meio ácido e leitura em espectrofotômetro Aquamate da MERCK
P total e P-PO ₄	4500P – C, Standard Methods	Digestão ácida, colorimetria através do reagente de cor (Vanado Molibdato) e leitura em espectrofotômetro Aquamate da MERCK
NKT	4500 - Norg, Standard Methods	Digestão química da amostra e titulação da amônia destilada com Ácido Sulfúrico 0,02N
N-NH ₃	4500 – N-NH ₃ E, Standard	Destilação da amostra tamponada a

	Methods	um pH 9,5; o destilado é coletado em uma solução de ácido bórico e em seguida titulado com H ₂ SO ₄ 0,02N
ST	2540 B, Standard Methods	Método gravimétrico. Secagem: estufa a 105 °C
SST	2540 D, Standard Methods	Método gravimétrico. Filtração a vácuo em membrana GFC 1,2µ- secagem em estufa a 105 °C
SF, SSF	2540 E, Standard Methods	Calcinação em forno mufla a 550 °C
Turbidez	2130 B, Standard Methods	Leitura em Turbidímetro portátil HACH 2100P.
Absorbancia λ = 245 nm	5910 B	Leitura em espectrofotômetro Aquamate da MERCK

Na Tabela - 11 estão sintetizadas as metodologias analíticas aplicadas na detecção dos indicadores biológicos selecionados.

Tabela - 11 Indicadores Biológicos Monitorados e Métodos de Determinação Aplicados

Indicador	Metodologia Empregada	Referência
Coliformes Totais e <i>E coli</i>	Método Cromogênico. Técnica Colilert	Standard Methods
Ovos de helmintos	Método Bailenger modificado	Ayres e Mara, 1996

Os resultados dos ensaios físico-químicos foram apresentados a partir do monitoramento da operação dos reatores UASB, operação do sistema piloto e, por último, seguirão os resultados dos ensaios de desinfecção.

Foram realizados ensaios sobre os experimentos agrícolas por equipe pesquisadora do NUPEGEL / ESALQ contemplando as frações físico-químicas dos efluentes aplicados na cultura de laranja através de especiação iônica utilizando o *software visual Minteq* (GUSTAFSOON, 2009 apud PEREIRA 2009) assim como a

quantificação aportada na cultura através da irrigação de efluentes da ETE. Os resultados serão apresentados no capítulo 5.

4.2.3.1.1 Medição de intensidade de radiação no reator ultravioleta

Esta pesquisa partiu de bases teóricas para o dimensionamento do reator ultravioleta. Foi possível realizar a medição da intensidade de radiação no reator ultravioleta através de medição direta. O equipamento utilizado foi o radiômetro UVP inc, modelo UVX Digital Radiometer serial E-17425, concedido pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP.

Para poder medir a intensidade de radiação, os pontos de posicionamento do sensor do radiômetro distaram horizontalmente 10 cm entre si, conforme mostrados na Figura - 14. O sensor do equipamento de medição foi posicionado horizontalmente em uma distância de 4 cm do fundo do reator, de modo a simular a superfície do líquido. Realizou-se a medição, primeiramente, com as lâmpadas novas, recém instaladas, e em um segundo momento, com as lâmpadas após aproximadamente 400 horas de utilização, ao final do experimento 1 do subprojeto 1.

Figura - 14 Distribuição dos pontos de medição da intensidade de radiação ultravioleta no reator UV com radiômetro.

4.2.4 Experimento 2: decantador lamelar + filtro de manta geotêxtil + desinfecção com radiação ultravioleta

4.2.4.1 Delineamento experimental

O experimento 2 ocorreu em duas fases, sendo a primeira desenvolvida entre os meses de junho e julho de 2009. Os ensaios foram feitos em bancada, com efluente dos reatores UASB da ETE Piracicamirim. O resultado foi a identificação de parâmetros e a previsão das condições operacionais para as unidades instaladas em campo. A segunda fase se deu pela operação do sistema piloto em campo, entre os meses junho de 2010 e abril de 2011, iniciadas quando foi concluída a construção das unidades do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil. No período ocioso entre os experimentos 1 e 2 ocorreu grande avanço na reforma da ETE possibilitando, ainda, a estabilização operacional da ETE, conforme será visto no capítulo 5.

4.2.4.1.1 Ensaios preliminares de decantação, filtração e desinfecção ultravioleta em bancada

Os ensaios em bancada ocorreram em cinco repetições. A cada semana, era realizada a coleta do efluente dos reatores UASB em campo. Elas eram levadas ao laboratório de saneamento da EP - USP para (1) a determinação da dosagem de polímero ao efluente dos reatores UASB; e para (2) ensaios de decantação, de filtração e de desinfecção para a caracterização físico-química e biológica dos efluentes, como serão descritos nos itens a seguir.

4.2.4.1.1.1 Ensaio de dosagem de polímero

A dosagem de polímeros em efluentes tem o objetivo de diminuir custos de implantação das unidades de sistemas de saneamento e das atividades operacionais, devido à aceleração de processos de separação das fases sólida e líquida.

Levando em consideração que decantadores de alta taxa possuem taxa de escoamento superficial maiores que as taxas dos decantadores do próprio reator UASB, escolheu-se a aplicação de polímeros para favorecer a condição de decantação do efluente. A dosagem de polímero foi determinada em ensaios de bancada *Jar test*.

A partir de amostra do efluente do UASB, foram distribuídos dois litros para cada um dos 6 jarros, conforme a sequência de dosagem de polímero catiônico PAESTROL 852 C: 0,0; 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 1,25 mg/L. Aplicou-se mistura rápida de 1 minuto com agitador em 150 rpm; 5 minutos com 40 rpm; e 15 minutos em descanso para sedimentação.

Os efluentes decantados foram coletados e ensaiados sobre os parâmetros turbidez, absorbância ao comprimento de onda 254 nm e sólidos em suspensão totais. Os resultados determinam a dosagem em 0,5 mg/L, e serão apresentados no capítulo 5.

4.2.4.1.1.2 Ensaios de decantação, filtração e desinfecção

Para os efluentes dos reatores UASB, efluentes decantados e efluentes filtrados, foram realizados ensaios de caracterização sobre os parâmetros apresentados na Tabela - 12.

O efluente do reator UASB foi submetido à decantação em duas condições: (1) sem a adição de polímero; (2) com a adição de 0,5 mg/L de polímero. Ambas foram submetidas a bateladas de 1 minuto de mistura rápida com agitador mecânico

à 150 rpm, 5 minutos de mistura lenta à 40 rpm e 15 minutos em descanso. Também foram coletadas amostras do sobrenadante, submetidas aos ensaios de caracterização.

O efluente do reator UASB dosado com polímero e, em seguida, decantado, foi submetido à (3) filtração em papel filtro de porosidade de 20 μm .

Os efluentes nas condições (2) e (3) descritas foram submetidos à radiação ultravioleta em reator de bateladas, como mostra a Figura - 15, com lâmina d'água de 4 cm, 5 lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa pressão acesas em 3 condições de exposição (10, 20 e 30 segundos). Cada condição teve dose aplicada de 5,29, 10,58 e 15,88 Wh/m^3 , respectivamente. Foram analisados, ainda, os parâmetros biológicos e parasitológicos desses mesmos efluentes.

Figura - 15 Reator ultravioleta de bateladas

Tabela - 12 Caracterização de efluentes do reator UASB, efluentes decantados e efluentes filtrados em ensaios preliminares de bancada.

Parâmetros	Efl. UASB	Efl. UASB decantado	Efl. UASB +polímero +decantador	Efl. UASB +polímero +decantador +filtro
DQO total	X	X	X	X
DQO filtrada	X	X	X	
DBO total	X	X	X	X
DBO filtrada	X	X	X	
pH	X	X	X	X
Alcalinidade	X	X	X	X
Turbidez	X	X	X	X
ABS	X	X	X	X
SST	X	X	X	X
Coliforme Total	X	X	X	X
<i>E coli</i>	X	X	X	X
Coliforme Total - UV_10-seg.	X		X	X
<i>E coli</i> - UV_10-seg.	X		X	X
Coliforme Total - UV_20-seg.	X		X	X
<i>E coli</i> - UV_20-seg.	X		X	X
Coliforme Total - UV_30-seg.	X		X	X
<i>E coli</i> - UV_30-seg.	X		X	X
Cistos de protozoários e ovos de helmintos	X		X	X

4.2.4.1.2 Ensaios de caracterização do esgoto bruto e efluentes em escala piloto

Na fase de operação do sistema piloto, realizou-se o pós-tratamento do efluente dos reatores UASB, iniciando-o com a aplicação de polímero em uma

dosagem de 0,5 mg/L na linha de recalque de alimentação do decantador. Promoveu-se a mistura rápida dentro da própria linha de recalque em chicanas criadas na tubulação, como ilustrado na Figura - 16. A mistura lenta ocorreu dentro de câmara de distribuição do efluente dentro do decantador, em sua porção inferior, com aproximadamente 5 minutos de tempo de detenção hidráulica. O efluente decantado foi encaminhado ao filtro de manta geotêxtil e, posteriormente, ao reator ultravioleta. Foi instalado um barrilete de manobra entre o decantador e o filtro, para possibilitar o encaminhamento do efluente do decantador diretamente ao reator ultravioleta.

As amostras foram submetidas à análises físico-químicas e biológicas, conforme descritos no item 4.2.3.1 para o experimento 1.

Figura - 16 Sistema de dosagem de polímero afluente ao decantador lamelar

Os pontos de amostragem para o experimento 2 foram determinados para coleta do (1) esgoto bruto peneirado; (2) efluente dos reatores UASB; (3) efluente do decantador lamelar.

A partir do ponto (3), foram criadas duas situações de desinfecção em momentos distintos: tanto o efluente do decantador lamelar foi submetido ao reator

UV, ponto (4); quanto o efluente do filtro de manta geotêxtil foi submetido ao reator UV, ponto (5). Estão apresentados na Figura - 17 os pontos de amostragem no sistema implantado.

Foram acrescentados no experimento 2, a partir do experimento 1, as análises de fósforo total e de turbidez, os exames de absorvância e bacteriológicos de coliformes totais, e *E coli* foram realizados para os pontos de amostragens 1, 2, 4 e 5.

Figura - 17 Pontos de amostragem no sistema de reatores UASB –Experimento 2

4.2.4.1.3 Ensaio de avaliação de colmatação do filtro de manta geotêxtil

O filtro de manta geotêxtil, nesta pesquisa, não foi construído de forma que possibilitasse a operação de retrolavagem, justamente por ter uma forma construtiva simplificada, recursos hidráulicos limitados e ter escoamento livre. O efluente filtrado possuiu pequena quantidade de sólidos em suspensão, da ordem de 100 mg/L, ou 0,1kg/m³. Assim, realizou-se o ensaio de capacidade de filtração da manta geotêxtil

de forma acumulativa, medindo-se a evolução da altura da lâmina líquida sobre o meio filtrante em relação ao volume filtrado, assim como a quantidade de sólidos em suspensão retidos. O sistema piloto foi operado de forma contínua por 6 dias, em um total de 136,5 horas de funcionamento. A taxa de aplicação hidráulica foi de 10,11 m³/m².d e foram filtrados 298,25 m³ de efluente.

4.3 Materiais e métodos utilizados no subprojeto 2

4.3.1 Apresentação da ETE CECAP

A estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização do Município de Piracicaba foi inaugurada em 1993, projetada para atender uma população de 12.000 habitantes com vazão de 25 L/s. Atualmente, a estação atende aproximadamente 7.000 habitantes, recebe lodo de veículos “limpa-fossa” e, ainda, chorume de aterro sanitário. A média das vazões na ETE, no período da pesquisa, foi de 10,62 L/s. Ela recebeu, aproximadamente, 2.200 m³/mês de despejos de caminhões limpa-fossa, e 450 m³/mês de chorume de aterro sanitário de forma controlada. Choques operacionais foram evitados com equalização da vazão de lançamento.

A ETE é um sistema de lagoas de estabilização constituído de tratamento preliminar com grade grossa de limpeza manual, cujo espaçamento é de 2 cm entre as barras; caixa de areia prismática de limpeza manual, com velocidade controlada por calha Parshall à jusante; tratamento biológico por lagoa anaeróbia com dimensão superficial de 1.200 m² e volume igual a 5.250 m³; duas lagoas facultativas em série, com dimensões superficiais de 70 m por 100 m e 7.000 m² de área superficial cada uma.

4.3.2 Apresentação das unidades que compõem o sistema em escala piloto

O sistema proposto de polimento do efluente da lagoa facultativa foi concebido para promover a remoção de sólidos em suspensão remanescentes da lagoa facultativa, através da filtração em alta taxa de escoamento superficial. Também adveio a desinfecção com aplicação de solução de hipoclorito de sódio em tanque de contato de cloro, com a finalidade de produzir um líquido seguro tanto para o sistema de irrigação, quanto para a proteção da saúde da comunidade de atividade agrícola. Esta proposta de utilização do efluente foi aplicada por equipe do Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL), da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (USP). As instalações dos experimentos ocuparam áreas da ETE-CECAP e área agrícola concedida para a pesquisa, de propriedade da empresa sucroalcooleira COSAN, conforme ilustra a Figura - 18.

Figura - 18 Imagem da ETE por lagoas de estabilização

Foi esperada do sistema de filtração a remoção de sólidos em suspensão e a remoção de protozoários. A expectativa para o tanque de contato de cloro foi

eliminar as bactérias, principalmente aquelas que compõem o grupo coliforme termotolerantes.

A composição do sistema englobou filtro de areia pressurizado, com taxa de escoamento superficial de $570 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, largamente utilizado em filtração de água de rio para a finalidade de irrigação. A vazão prevista para o tanque de contato de cloro no sistema foi de $3 \text{ m}^3/\text{h}$, à ser disponibilizada para irrigação.

4.3.2.1 Filtro de areia

O sistema de filtração é composto por captação do efluente da lagoa facultativa 2, via bombeamento, seguido da filtração em unidade filtrante pressurizada, com as características construtivas e operacionais iguais às apresentadas no item 4.2.2.1, do subprojeto 1, exceto a vazão disponibilizada para a desinfecção, como será descrito no item 4.3.2.2.1. A Figura - 19 apresenta a instalação dos filtros de areia na ETE-CECAP:

Figura - 19 Filtro de areia instalado no sistema piloto – subprojeto 2

4.3.2.2 Desinfecção com cloro

4.3.2.2.1 Dosagem de cloro

A dosagem de cloro para se obter efluente final com quantidade de coliformes fecais < 1000 NMP/100mL (após aproximadamente 30 minutos de contato), em efluentes de lagoas facultativas, fica na faixa de 7 a 15 mgCl₂/L, dependendo da sua qualidade. A dosagem preliminar neste estudo foi de 10 mg/L de cloro.

A capacidade de dosagem de cloro do sistema de desinfecção instalado foi para atender até 15 mg/L de cloro, para uma vazão média de 3 m³/h.

O consumo de cloro para a capacidade máxima de dosagem de 15 mg/L e vazão de 3 m³/hora é igual a 0,045 kg de Cl₂ por hora. Foi utilizada solução de hipoclorito de sódio, com 12% de cloro disponível. Considerando a dosagem de cloro de 10 mg/L para atender o período de irrigação de até quatro horas por dia, em dias alternados, seguem-se os consumos deste produto:

$$\text{Consumo diário: } 10 \text{ mg/L} \times 3 \text{ m}^3/\text{h} \times 4 \text{ h} \times 10^{-3} = 0,12 \text{ kg Cl}_2/\text{dia}$$

$$\text{Consumo mensal: } 0,12 \times 15 \text{ dias} = 1,8 \text{ kg Cl}_2/\text{mês}$$

Com a utilização da solução de hipoclorito de sódio, com 12 % de cloro disponível e massa específica $\rho = 1250 \text{ kg/m}^3$, a concentração de cloro obtida foi de 0,15 kg / L. Com isto, o volume diário consumido de solução de hipoclorito de sódio foi de 0,8 L, e o volume mensal, de 12,0 L. Adquiriu-se uma bombona de 60 L de solução de hipoclorito de sódio a 12%, suficiente para abastecer o sistema por cerca de 5 meses. Foi realizado quinzenalmente medição do cloro disponível na solução para ajustes na dosagem devido a decomposição natural da solução.

Para o sistema de Dosagem de Cloro a solução de hipoclorito de sódio comercial foi adicionada aos efluentes após diluída em água destilada a 3.000 mg/L. Considerando-se a vazão de efluente de 3,0 m³/h e a dosagem média de 10 mg/L e solução concentrada a 3.000 mg/L, obteve-se a vazão média necessária de 168 mL/minuto. Foi utilizada bomba dosadora de diafragma ProMinent modelo Vario,

código VAMB 12026 PTV 000A380, com capacidade para até 31 L/hora com 10 bar de contra pressão.

A solução de hipoclorito de sódio, dosada nos efluentes, foi introduzida na tubulação de alimentação do tanque de contato. Para isto, instalou-se um tanque de preparo para a diluição a 3.000 mg/L, com 200 L para atendimento da vazão a 0,010 m³/h. O período de irrigação rotineiro foi de duas horas por dia, consumindo um volume de 20 L da solução por dia. O sistema teve a capacidade para 10 dias de irrigação. O tanque foi abrigado em uma pequena construção para proteção contra a luz solar.

A diluição da solução de hipoclorito de sódio foi controlada por meio de determinações de concentração de cloro residual total pelo método iodométrico, titulação com tiosulfato de sódio, como descrito no Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, 21^a. ed (2005).

4.3.2.2.2 Tanque de Contato de Cloro

O tanque de contato de cloro foi dimensionado para proporcionar um tempo de contato de 60 minutos. A vazão média de efluente foi de 3,0 m³/h. O sistema teve capacidade para atender vazões superiores, com tempos de detenção suficientes para a desinfecção. Para operação com tempo de contato de 30 minutos, foi instalada uma tomada d'água por registro de esfera na metade do curso do tanque. O volume útil resultante foi de 3,0 m³, sendo as principais dimensões apresentadas a seguir:

Número de canais: 04

Comprimento dos canais: 3,0 m

Largura do canal: 0,5 m

Profundidade útil: 0,5 m

Profundidade total: 0,75 m

As dimensões assinaladas são livres, devendo-se acrescentar as espessuras das paredes. O tanque foi construído em alvenaria de tijolos, com as chicanas internas em meia parede, conforme ilustra a Figura - 20:

Figura - 20 Construção do tanque de contato de cloro

4.3.3 Delineamento experimental

O subprojeto 2 foi conduzido com o monitoramento das lagoas anaeróbia e facultativas. A aplicação de seu efluente no sistema piloto de pós-tratamento está descrita no item 4.3.2. As condições de filtração seguiram as orientações do fabricante, resultando em taxa de aplicação superficial de $570 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Os pontos de amostragem foram determinados para coleta do (1) esgoto bruto; (2) efluente da lagoa anaeróbia; (3) efluente da lagoa facultativa; (4) efluente do filtro de areia e (5) efluente do tanque de contato de cloro. A Figura - 21 apresenta os pontos de amostragem no sistema de lagoas de estabilização. As amostras foram coletadas quinzenalmente e realizadas entre fevereiro de 2008 e abril de 2010. Existiu uma paralisação das atividades entre junho e dezembro de 2009 devido à manutenção realizada na ETE.

Figura - 21 Pontos de amostragem no sistema de lagoas de estabilização

As amostras foram submetidas às análises físico-químicas e biológicas conforme orientações no Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, 21^a. ed (2005). As análises foram realizadas nos laboratórios da Escola Politécnica da USP (EP) e Faculdade de Saúde Pública da USP (FSP).

A caracterização físico-química se deu através dos parâmetros pH; alcalinidade (CaCO_3); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); nitrogênio total Kjeldhal (NKT); nitrogênio amoniacal (N-N-NH_4^+); fósforo total e solúvel; sólidos totais (ST); sólidos fixos (SF); sólidos voláteis (SV); sólidos em suspensão totais (SST); sólidos em suspensão fixos (SSF); sólidos em suspensão voláteis (SSV); temperatura e demais parâmetros conforme resumo apresentado na Tabela - 10, item 4.2.3.1 do subprojeto 1. Também foram feitos ensaios complementares dos parâmetros cloro residual livre; cloro residual combinado e trihalometanos (THM), descritos na Tabela - 13.

Para as variáveis biológicas, foram realizadas as análises microbiológicas (coliformes totais e *E coli*) e parasitológicas (ovos de helmintos), conforme apontadas na Tabela - 11, item 4.2.3.1 do subprojeto 1.

Tabela - 13 Variáveis Físico-Químicas e Metodologias Analíticas Empregadas

Característica	Metodologia	Descrição
Cloro residual	—	Método DPD colorimétrico
Trihalometanos	6200 B, Standard Methods	GC-MS/SMEWW _

Foram realizados ensaios sobre os experimentos agrícolas por equipe pesquisadora pelo NUPEGEL / ESALQ, contemplando as frações físico-químicas dos efluentes por meio de especiação iônica, assim como a quantificação aportada na cultura através da irrigação de efluentes da ETE.

4.3.3.1 Ensaio de avaliação da formação de THM

A partir de amostra do efluente da lagoa facultativa, realizaram-se em bancada de laboratório, ensaios de “Jar Test”, com a aplicação de doses de: 2,5; 5; 7,5; 10, 12,5; 15 e 20 mg/L de cloro, em jarros de 2 litros e tempo de contato de 30 minutos, sendo 10 segundos de mistura rápida com agitador à 150 rpm e 29 minutos e 50 segundos à 40 rpm. A coleta se deu em tempo único. Primeiramente parte de cada amostra foi transferida para frascos de 40 mL, *vials*, com tampas de teflon, onde receberam ácido ascórbico para inibição da continuidade da ação do cloro. Após 24 horas, outra parte das amostras foram transferidas para outros frascos, obedecendo os procedimentos recomendados no Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, 21^a. ed (2005).

4.3.3.2 Ensaio Hidrodinâmico do tanque de contato de cloro

A avaliação hidráulica do tanque de contato de cloro foi realizada por ensaio hidrodinâmico, com traçador inerte à ação do cloro. Escolheu-se o traçador fluorescente para leitura em aparelho fluorômetro modelo FM 109525 – Turner Quantech. O traçador escolhido foi o Rodamine WT, que havia sido utilizado por Polisel (2005), apresentando características favoráveis como: alta solubilidade na água; baixo decaimento em águas naturais e facilidade de detecção em uma região espectral incomum (RUGGERI JUNIOR, 2011).

A quantidade de traçador aplicado foi determinada pela equação apresentada por Polisel *apud* Ruggeri Junior (2011) para as lagoas de estabilização EQ (21):

$$\text{EQ (21)} \quad W = \frac{C_{\min} \times K \times V_t}{1000 \times P}$$

Sendo: W = volume da solução de Rodamine WT (mL)

$C_{\min}$ = concentração mínima do traçador ao final do ensaio (2µg/L)

K relação $C_0/C_{\min} = 8$ para rodamine WT em lagoas de estabilização (COSSIO, 1993; POLISEL, 2005 *apud* RUGGERI, 2011)

P = % de Rodamine WT na solução, usualmente 0,2 (POLISEL, 2005 *apud* RUGGERI, 2011)

V_t = volume da lagoa (tanque) (m³)

A concentração mínima de detecção de Rodamine WT em aparelhos fluorômetros mais simples, comumente utilizados com este tipo de traçador é da ordem de 2µg/L (WILSON, 1996; DOREGO e LEDUC, 1996; POLISEL, 2005 *apud* RUGGERI JUNIOR, 2011)

Foi utilizada uma solução de *Rodamine WT* à 0,05%, resultando a partir do cálculo pela equação EQ (21), o volume aproximado de 10 mL.

A aplicação da Rodamine WT se deu em forma de pulso: todo volume em um único período, seguido da amostragem em intervalos de 10 minutos. Este ensaio não visou a recuperação total de Rodamine aplicada, portanto determinou-se como

tempo de encerramento da amostragem a soma de 4 tempos de detenção hidráulica do tanque de contato ou a obtenção de resultado nulo na leitura do fluorômetro.

A Figura - 22 apresenta a família de curvas resultantes a partir de um termo D/uL , equacionado por Levenspiel *apud* Ruggeri Junior (2011) onde pode-se caracterizar o escoamento em lagoas, ou em reatores:

Figura - 22 Curvas C – escoamento em reatores (Fonte: Levenspiel *apud* Ruggeri Junior (2011))

4.4 Análise estatística dos dados obtidos

Os dados obtidos pelos ensaios realizados foram organizados e trabalhados matematicamente e estatisticamente em planilhas digitais MSEXcel. Foram aplicadas estatísticas descritivas como média, mediana, percentual, mínimo, máximo e desvio padrão. As representações gráficas desses resultados foram estabelecidas através de séries temporais e gráficos Box Wiskers “Box-plot”.

Na avaliação de efluentes de esgoto urbano dificilmente é possível obter os dados da “população”, pois esta seria a somatória de cada alíquota subtraída na menor fração de tempo possível de todo volume de esgoto, ou efluente, produzido desde o início até o final da vida útil de um sistema qualquer, por tanto é usual a utilização de amostragem para a avaliação de efluentes em períodos previamente determinados e em condições previamente estabelecidas ou conhecidas.

Os resultados serão calculados ordenadamente em sua grandeza seguidos das médias e respectivos desvios-padrão. Em determinados parâmetros serão apresentados os percentis e, ainda, serão apresentados seus erros-padrão e respectivos intervalos de confiança.

De uma população, com média e desvio padrão, se retirarem muitas amostras todas do mesmo tamanho n , e para cada amostra pode-se calcular a respectiva média, a distribuição de todas essas médias deverá ser normal com média e desvio padrão. Quando não se conhece o desvio padrão da população, aplica-se o desvio padrão da amostra ($s(\bar{X})$) erro-padrão, como apresentado na equação EQ (22). O erro padrão é uma medida da precisão da média amostral calculada. O erro padrão obtém-se dividindo o desvio padrão da amostra pela raiz quadrada do tamanho da amostra. O erro padrão é o desvio padrão da distribuição das médias das amostras de uma população.

$$\text{EQ (22)} \quad s(\bar{X}) = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

Onde: s = desvio padrão da amostra

$\bar{X}$ = média da amostra

n = tamanho da amostra

Para a comparação dos resultados foi considerado que a amostra retirada durante a realização desta pesquisa represente uma das quaisquer outras amostras que poderiam ter sido retiradas no momento da coleta do material a ser analisado (MAGALHAES, 2005 apud SUNDEFELD JUNIOR, 2007).

Portanto, com base no “Teorema do limite central” utilizaram-se intervalos de confiança à 95% construídos com os respectivos erro-padrão. A expressão matemática utilizada para determinar o intervalo de confiança é representada pela equação EQ (23).

$$\text{EQ (23)} \quad IC_{(\alpha/2)} = \bar{X} \pm 1.96 \frac{s}{\sqrt{n}}$$

Os resultados foram analisados de forma comparativa entre os parâmetros físico-químicos e biológicos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Subprojeto 1 – Monitoramento operacional da ETE Piracicamirim e controle do sistema em escala piloto de pós-tratamento e desinfecção do efluente dos reatores UASB

5.1.1 Experimento 1 – Efluente dos reatores UASB filtrado em leito de areia e desinfetado com radiação UV

5.1.1.1 Resultados operacionais dos reatores UASB

O experimento 1 foi realizado no período entre os dias 2 de fevereiro de 2008 e 1º de abril de 2009. Os reatores UASB trabalharam recebendo esgoto bruto e, eventualmente, lodo de excesso do sistema de lodo ativado à sua jusante. As vazões medidas foram aquelas do instante das coletas. O tempo de detenção hidráulica (TDH) médio foi de 13,7 horas, com dados apresentados no Gráfico - 1:

Gráfico - 1 Série temporal: TDH dos reatores UASB no período do Experimento 1

O lodo de excesso do processo de lodo ativado, quando enviado aos reatores UASB, não foi quantificado em razão da inacessibilidade dos condutos para esta finalidade. A estação, neste período do experimento, iniciava um processo de reforma do reator biológico aerado do lodo ativado, que logo passou a ser totalmente desativado.

A Tabela - 14 apresenta o resumo das médias, desvios-padrão e erros-padrão dos resultados obtidos a partir do esgoto bruto e efluente dos reatores UASB, no experimento 1 do subprojeto 1:

Tabela - 14 Resultados das análises sobre o esgoto bruto e efluente dos reatores UASB – experimento 1.

Parâmetro	Unid	Esgoto				Efl. UASB			
		n	Média	D.P.	E.P.	n	Média	D.P.	E.P.
pH		12	6,6	0,1	0,0	12	6,7	0,2	0,1
Alcalinidade	mg/L	10	123	33	11	10	147	50	16
DBO	mg/L	10	171	43	14	11	57	25	7
DQO	mg/L	10	362	87	28	11	307	158	48
SST	mg/L	11	171	55	16	12	233	176	51
SSV	mg/L	11	136	38	12	12	135	84	24
ST	mg/L	11	509	66	20	12	523	169	49
NKT	mg/L	10	28,2	9,8	3,1	10	32,1	11,7	3,7
N-NH ₄ ⁺	mg/L	11	17,9	7,6	2,3	11	20,9	6,5	2,0
Fósforo-solúvel	mg/L	9	2,2	1,5	0,5	10	2,0	0,8	0,2
Coliformes-totais*	NMP /100mL					12	7,44x10 ⁵	8,28x10 ⁵	2,39x10 ⁵
<i>E Coli</i> *	NMP /100mL					12	2,27x10 ⁵	4,96x10 ⁵	1,43x10 ⁵
Ovos de Helmintos	ovos/L	9	1,2	1,7	0,6	9	1,1	1,5	0,5

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E coli* estão apresentados como média geométrica.

Gráfico - 2 Série temporal: Valores de pH e de Alcalinidade do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB

Os valores de pH do esgoto bruto variaram de 6,4 a 6,8 – faixa considerada adequada para a ocorrência da metanogênese, já que a faixa ampla de pH fica entre 6,0 e 8,0 (VON SPERLING, 1996). Foi observado o aumento de pH no tratamento nos reatores UASB, com valores no seu efluente entre 6,5 e 7,0 (Gráfico - 2).

A alcalinidade encontrada ficou entre 69 e 164 mg/L no esgoto bruto, e entre 183 e 200 mg/L no efluente do UASB (Gráfico - 2).

Gráfico - 3 Série temporal: Valores de DBO do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB

Gráfico - 4 Série temporal: Valores de DQO do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB

A DBO do esgoto bruto apresentou valores entre 81 e 227 mg/L (média de 171 mg/L) (Gráfico - 3), valor próximo daquele apresentado por Tchobanoglous (2003) para esgotos afluentes de estações de médio porte. O efluente dos reatores UASB teve o valor médio de DBO igual a 57 mg/L, com eficiência média de 67%. O valor da DBO efluente é considerado muito bom para este processo, no qual se espera uma DBO da ordem de 60 a 90 mg/L. A eficiência está dentro da faixa de 40% a 80%, descrita por Chernicharo (1997).

Os resultados de DQO do esgoto bruto apresentaram valores entre 200 e 509 mg/L (média de 362 mg/L). Para o efluente dos reatores UASB, os valores variaram de 144 a 654 mg/L, com valor médio de 307 mg/L. Existiu uma alta dispersão nos resultados de DQO no efluente, havendo valores maiores do que aqueles obtidos para a DQO no afluente, como apresentado no Gráfico - 4. Isso pode ter ocorrido devido a um eventual distúrbio operacional, e chamou a atenção para avaliação dos demais parâmetros que serão apresentados a seguir. A média dos valores de DQO efluente dos reatores UASB foi de 260 mg/L.

Gráfico - 5 Série temporal: Valores de Sólidos em suspensão totais do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

No período do experimento 1, verificou-se que os reatores UASB não retinham sólidos em suspensão, e que a concentração média deste parâmetro foi de 172 mg/L no esgoto bruto e de 164 mg/L no efluente dos reatores UASB.

Conforme descrito no Item 4.2.1, os três reatores UASB possuem volume total de 10.800 m³ e tempo de detenção hidráulica médio (TDH) de 13,8 horas. Chernicharo (1997) apontou que, para esta grandeza de TDH, a concentração de sólidos totais em suspensão do efluente dos reatores UASB situa-se entre 20 e 40 mg/L, contudo depende do sistema de separação líquido-gás-sólido. Ficaram evidentes, ao longo deste período da pesquisa, os distúrbios operacionais ocorridos nos reatores UASB, sobretudo com relação à concentração de sólidos suspensos efluentes, acarretando desvios das concentrações de DQO efluente, conforme apresentadas anteriormente.

Observou-se ao longo do período do experimento 1 uma instabilidade considerável na concentração de sólidos em suspensão no efluente dos reatores UASB, quando os valores estiveram compreendidos entre 84 e 284 mg/L, como serão apresentados no Gráfico - 12. A instabilidade ocorreu com o acréscimo de SST no efluente de forma crescente do início para o final deste período pesquisado como observado na série histórica de SST no Gráfico - 5. Coincidente com interrupção do descarte de lodo para manutenção do equipamento desaguidor.

Gráfico - 6 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão voláteis do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Gráfico - 7 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB

A concentração de SSV encontrada no esgoto bruto apresentou valor médio de 136 mg/L. No efluente dos reatores UASB, o valor médio foi de 135 mg/L. Neste, porém, a dispersão foi maior, com valor máximo de 334 mg/L e mínimo de 56 mg/L, conforme mostra o Gráfico - 6:

A relação SSV / SST apresentou a média dos resultados igual a 0,80 para o esgoto bruto e 0,62 para o efluente dos reatores UASB, como apresentado no

Gráfico - 7. Isto caracterizaria a degradação da matéria orgânica, como descrito anteriormente para o parâmetro DBO. Porém, vale ressaltar as concentrações de SST e de SSV efluentes com valores altos, os quais apontaram eventual distúrbio no processo.

Gráfico - 8 Diagrama Box-Whiskers: Valores de N-NKT do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Quanto ao parâmetro NKT, foi encontrado o valor médio de 28,2 mg/L no esgoto bruto e de 32,1 mg/L no efluente dos reatores UASB. A mediana dos resultados de NKT do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB tiveram valores aproximados: de 30,7 mg/L e de 29,9 mg/L respectivamente, como indicado no Gráfico - 8. O expurgo de lodo pelos reatores UASB descrito anteriormente pode ter contribuído para o aumento da concentração média de NKT no efluente. Para o efluente do reator UASB, a dispersão foi alta: valor máximo de 61,4 mg/L e mínimo de 18,3 mg/L.

Gráfico - 9 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Fósforo solúvel do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Foram também encontrados valores para o parâmetro fósforo solúvel, com média de 2,2 mg/L para o esgoto bruto e de 2,0 mg/L para o efluente dos reatores UASB. A concentração de fósforo solúvel no esgoto bruto teve um valor máximo isolado de 5,6 mg/L e valor mínimo de 0,7 mg/L. 50% dos resultados tiveram valores entre 1,1 mg/L e 2,5 mg/L. Para o efluente dos reatores UASB, os valores obtidos estão compreendidos entre de 0,3 mg/l e 3,0 mg/L, conforme apresentados no Gráfico - 9.

5.1.1.2 Resultados operacionais do sistema em escala piloto

A instalação do sistema piloto e seus ajustes foram realizados para atendimento das necessidades do tratamento do efluente do reator UASB e da irrigação da cultura de laranja.

O filtro de areia trabalhou com uma vazão de 6 m³/h, conforme descrito no item 4.2.2.1, tendo seu efluente dividido em duas direções: 4 m³/h retornado à ETE e 2 m³/h encaminhado ao sistema da desinfecção. Ao longo da operação, o sistema de desinfecção por ultravioleta atingiu a vazão de 0,59 L/s (2,12 m³/h) de forma

estável, como apresentado no Gráfico - 10. Com isto, o tempo de detenção hidráulico deste reator, igual ao tempo de exposição do líquido à radiação ultravioleta, foi de 21 segundos.

O filtro de areia trabalhou com a taxa de aplicação hidráulica de $570 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em carreiras de filtração de 10 minutos cada unidade. Ou seja: a cada 5 minutos, acontecia a retrolavagem de uma das duas unidades de forma alternada e automatizada, por períodos de aproximadamente 20 segundos.

Gráfico - 10 Série temporal: Vazão do reator ultravioleta no período do Experimento 1

Figura - 23 Aspecto da areia do filtro no momento de lavagem manual

Em espaços de tempo de 3 a 4 meses, a areia era removida dos filtros e lavada quimicamente com solução de hipoclorito de sódio para remoção de biofilme nela formado (Figura - 23). Houve reposição de material devido a perdas na operação. A lavagem química foi realizada com a imersão da areia em recipiente contendo solução de hipoclorito de sódio à 3%, seguido de agitação e posterior enxágue para evitar a contaminação do sistema com cloro.

N Tabela - 15 estão apresentadas as médias, desvio-padrão e erro-padrão dos resultados obtidos pela operação do sistema piloto, a partir do efluente do filtro de areia submetido ao reator ultravioleta, no experimento 1 do subprojeto 1.

Tabela - 15 Resultados das análises sobre o efluente do filtro de areia submetido ao reator ultravioleta – experimento 1.

Parâmetros	Unidade	Efl. Filtro de areia / UV			
		n	Média	D.P.	E.P.
pH		13	6,7	0,3	0,1
Alcalinidade	mg/L	11	150	42	13
DBO	mg/L	9	35	7	2
DQO	mg/L	11	94	31	9
SST	mg/L	11	68	34	10
SSV	mg/L	12	44	22	6
ST	mg/L	12	417	200	58
NKT	mg/L	8	27,7	9,3	3,3
N-NH ₄ ⁺	mg/L	7	22,9	8,4	3,2
Fósforo-solúvel	mg/L	8	2,3	0,7	0,2
ABS λ 254 nm	cm-1	14	0,476	0,149	0,040
Coliformes-totais*	NMP/100mL	12	$5,11 \times 10^4$	$2,04 \times 10^5$	$5,90 \times 10^4$
<i>E Coli</i> *	NMP/100mL	12	$1,77 \times 10^4$	$6,29 \times 10^4$	$1,82 \times 10^4$
Ovos de Helminthos	ovos/L	9	0,9	1,2	0,4

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E coli* estão apresentados como média geométrica.

Gráfico - 11 Série temporal: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.

Gráfico - 12 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.

A evolução da concentração de sólidos totais em suspensão, através do filtro, apontou para uma condição satisfatória de remoção dos sólidos. Este apresentou a media das eficiências em 58,2% de remoção dos sólidos totais em suspensão, remanescentes dos reatores UASB. A média deste parâmetro no efluente dos reatores UASB foi de 164 mg/L e, no efluente do filtro de areia, igual a 68 mg/L.

A presença de partículas no efluente é inevitável, já que os próprios microrganismos as compõem. Contudo, as partículas sólidas ou coloidais capazes

de dispersar, absorver ou refletir luz são consideradas prejudiciais ao tratamento de desinfecção por raio ultravioleta. Para o reator ultravioleta, esperava-se a concentração de SST com valor abaixo de 10 mg/L, como descrito por Daniel (2007).

Figura - 24 Aspecto do reator ultravioleta com deposição de sólidos em seu fundo.

O reator ultravioleta trabalhou como um canal de velocidade constante, com nível controlado por vertedor linear de jusante. A taxa de escoamento superficial resultante neste caso foi de $136 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. É considerado um valor razoável para fins de arraste de sólidos em suspensão, visto que para os decantadores convencionais esta taxa não ultrapassa $28 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ para efluente secundário (ABNT, 2009). Ainda assim, observou-se a deposição de sólidos no reator ultravioleta ao longo de sua operação. A espessura da camada de sólidos sedimentados foi da ordem de 1 cm para o escoamento de aproximadamente 100 m^3 de efluente, como ilustrado na Figura - 24. Com esta ocorrência, o reator passou a ser esvaziado e lavado quinzenalmente.

Gráfico - 13 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão voláteis dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.

Gráfico - 14 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST no efluente dos reatores UASB, do filtro de areia e dos reatores ultravioleta.

Foi observada a concentração de sólidos voláteis em suspensão, no efluente dos reatores UASB, em 135 mg/L e, no efluente do filtro de areia, a concentração média foi de 44 mg/L e eficiência de 62% de remoção de SSV. O valor mínimo de SSV no efluente do filtro de areia foi 6 mg/L, e o valor máximo igual a 72 mg/L, com dados apresentados no Gráfico - 13:

Observou-se a ocorrência de concentração de SST e de SSV no efluente do reator UV, com valores maiores do que para seu afluente. Tal ocorrência aconteceu em 3 das 13 amostras consideradas neste experimento. Estas ocorrências se deram em condições prévias à limpeza do reator ultravioleta.

Foram removidos em média 83 mg/L de SSV e 95 mg/L de SST pelo filtro de areia. Observou-se que a relação SSV / SST sofreu um aumento numérico nas suas médias: de 0,62 no efluente dos reatores UASB; 0,75 no efluente do filtro de areia e 0,73 no efluente do reator ultravioleta, conforme mostra o Gráfico - 14.

Gráfico - 15 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos totais dos efluentes dos reatores UASB, do filtro de areia e do reator ultravioleta.

A concentração de sólidos totais no efluente dos reatores UASB teve média de 457 mg/L, com valores máximo de 530 mg/L e mínimo de 390 mg/L. Para o efluente do filtro de areia, a concentração média de ST foi 363 mg/L, com o valor máximo de 430 mg/L e mínimo de 180 mg/L, apresentado no Gráfico - 15:

Gráfico - 16 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da da concentração de sólidos dissolvidos totais, SDT, fixos, SDF e voláteis, SDV, no efluente dos reatores UASB, do filtro de areia e dos reatores ultravioleta.

Verificou-se a concentração de sólidos dissolvidos no efluente do filtro de areia e desinfetado pelo reator ultravioleta. É um parâmetro de interesse para o sistema de irrigação, o qual é operado por gotejamento, possibilitando a precipitação química. Aí também contém os constituintes de interesse agrônômico. Verificou-se os valores médios de sólidos dissolvidos totais igual a 311 mg/L; fixos igual a 240 mg/L e os voláteis igual a 71 mg/L, como apresentado no Gráfico - 16.

Gráfico - 17 Série temporal: Valores de absorvância ao comprimento de onda 254 nm dos efluentes do filtro de areia e do reator ultravioleta.

Foram verificadas as absorvâncias ao comprimento de onda de 254 nm, no efluente submetido ao reator ultravioleta. Este é o parâmetro físico de maior importância para a quantificação da radiação submetida a um determinado meio (GONÇALVES, 2003). Observou-se, como mostra o Gráfico - 17, que os valores de absorvância na entrada, indicados como filtro de areia, e na saída do reator UV, como UV, permaneceram iguais na maior parte das vezes. Existiram, porém, pontos que apresentaram diferenças, as quais foram consideradas como não significativas em termos experimentais. Estas ocorrências foram verificadas a partir do 245º dia, quando os valores de SST foram maiores que 168 mg/L. Em relação às amostras citadas, para aquelas com maior concentração de sólidos no efluente do que no afluente do reator ultravioleta, os resultados de absorvância foram numericamente maiores. Entretanto, para a avaliação da capacidade de desinfecção, esses números não interferiram nos resultados, uma vez que os valores destas amostras estiveram entre 0,581 e 0,750 cm^{-1} .

Gráfico - 18 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Transmitância do efluente do filtro de areia.

Observou-se que os valores de absorvância atingidos e a serem submetidos à radiação ultravioleta encontraram-se dentro da faixa dos valores descritos na literatura para o efluente de tratamento anaeróbio: de 0,4 a 0,8 cm^{-1} (GONÇALVES, 2003). A transmitância descrita por ele deve estar na faixa de 15 a 25%. O valor

médio da transmitância alcançado no efluente do filtro de areia e do reator UV foi de 35%; com valor máximo de 78% e o mínimo, de 18%. A mediana foi de 30% para ambos efluentes, como apresentado no Gráfico - 18.

Da mesma forma que ocorreu com o parâmetro SST, a absorbância no efluente do filtro de areia sofreu acréscimo de valor do início ao fim do período pesquisado. Estas observações definiram a data de encerramento do experimento 1.

Gráfico - 19 Relação entre a absorbância ao comprimento de onda 254 nm e a concentração de sólidos em suspensão totais medidos nos efluentes do filtro de areia e do reator ultravioleta.

Efetuada a relação gráfica dos resultados de sólidos em suspensão totais e absorbância medida nos efluentes do filtro de areia e do reator ultravioleta, observou-se a partir dos pontos uma tendência crescente de um parâmetro em relação ao outro. Com isto, conforme metodologia aplicada por Daniel (1993), ajustou-se a linha de tendência apresentada no Gráfico - 19 e equação EQ (24), obtida por regressão linear. A equação apresentou coeficiente de correlação $r = 0,81$.

$$\text{EQ (24)} \quad \text{ABS} = 0,0019 \times \text{SST} + 0,3769$$

$$r = 0,81$$

Onde: ABS = absorvância (cm^{-1})

SST = sólidos em suspensão totais (mg/L)

r = coeficiente de correlação

A equação EQ (24) pode representar os valores de absorvância para um grupo de valores de sólidos em suspensão, com seus limites definidos pelos valores apresentados no Gráfico - 19:

5.1.1.3 Resultados dos ensaios de desinfecção

A partir dos valores de absorvância obtidos no efluente submetido ao reator ultravioleta utilizando 5 lâmpadas acesas, com média igual a $0,476 \text{ cm}^{-1}$; do conhecimento da vazão no reator de $2,12 \text{ m}^3/\text{h}$ e do tempo de exposição do efluente à radiação de 21 segundos, calculou-se, ajustando a equação EQ (19) e a equação EQ (18), a dose aplicada de radiação UV por volume, o resultado foi de $6,47 \text{ W.h/m}^3$, e a dose recebida igual a $1,46 \text{ W.h/m}^3$.

Para o efluente nas condições alcançadas neste experimento, seriam necessárias 6,72 lâmpadas com dose UV aplicada igual a $8,70 \text{ W.h/m}^3$, para se alcançar a dose recebida de $1,30 \text{ W.h/m}^3$, prevista no dimensionamento do reator UV como apresentado no item 4.2.2.4.

No Gráfico - 20 estão apresentados valores de dose recebida de UV pelo meio líquido em cada amostra, com suas condições de absorvância obtidas.

Gráfico - 20 Dose recebida com 5 lâmpadas acesas e relação à absorbância.

Gráfico - 21 Diagrama Box-Whiskers: Quantidade de coliformes totais e de *E coli* dos afluentes e efluentes do reator ultravioleta.

Assim, iniciou-se aplicação de radiação ultravioleta no reator com as 5 lâmpadas ligadas. Previu-se, primeiramente, evoluir com os ensaios escalonados, desligando as lâmpadas uma a uma. A partir dos resultados de desinfecção obtidos, no entanto, trabalhou-se, neste período de experimento, sempre com as 5 lâmpadas ligadas.

A operação do equipamento piloto não possibilitou a variação do tempo de exposição do líquido à radiação. Portanto, a variação da dose seria dada sempre que necessário pela quantidade de lâmpadas acesas. O tempo de exposição de 21 segundos possibilitou reduzir a quantidade de microrganismos, porém de forma não satisfatória.

A média geométrica de coliformes totais afluente no reator UV foi de $7,44 \times 10^5$ NMP/100mL. O efluente apresentou média geométrica de $5,11 \times 10^4$ NMP/100mL. Para os *E coli*, a quantidade média afluente ao reator UV foi de $2,27 \times 10^5$ NMP/100mL e $1,77 \times 10^4$ NMP/100mL em seu efluente, como apresentado nas Tabelas 13 e 14. No Gráfico - 21 estão apresentados os percentis dos resultados de coliformes totais e de *E coli*, para o afluente e efluente do reator UV, onde verificou-se a mediana dos valores de *E coli* em $4,25 \times 10^4$ NMP/100mL:

Ocorreram casos em que a quantidade de coliformes encontradas no efluente do reator UV ficou abaixo de $1,00 \times 10^4$ NMP/100mL, como orienta a OMS para utilização de efluentes em irrigação de folhosas (BASTOS *et al*, 2008). Para coliformes totais, 10% dos valores estiveram abaixo de $3,60 \times 10^3$ NMP/100mL e, para os *E coli*, 25% dos resultados foram iguais ou inferiores a $3,70 \times 10^3$ NMP/100mL, como mostra o Gráfico - 21. Para os *E coli*, ainda, foram obtidos resultados de amostras com $6,30 \times 10^2$ e $9,80 \times 10^2$ NMP/100mL. A Resolução CONAMA 375/2005 orienta que a quantidade de coliformes termotolerantes, podendo ser medidos como *E coli*, não deve ultrapassar a quantidade de 4000 organismos por 100 mL para irrigação de culturas arbóreas. Já a USEPA restringe a 200 organismos por 100 mL.

A fração removida de *E coli* na desinfecção por radiação ultravioleta esteve ao longo do experimento 1 aquém das necessidades desejadas para a finalidade de irrigação. A média de remoção foi de 1,11 log, com valor máximo remoção de 2,62 log e valor mínimo igual a zero (não detectado pelo método), como apresentado no Gráfico - 22.

Gráfico - 22 Diagrama Box-Whiskers: log N/No de *E coli* do efluente do reator ultravioleta.

Gráfico - 23 Relação entre a dose recebida e log N/No para *E coli* do efluente do reator ultravioleta.

Foi relacionada a fração removida de *E coli* com a dose recebida (Gráfico - 23), com os parâmetros SST (apresentados no Gráfico - 24), e ABS (apresentado no Gráfico - 25). Observou-se que os valores se agruparam em torno de suas médias anteriormente descritas.

Gráfico - 24 Relação entre os parâmetros SST e log N/No para *E coli* do efluente do reator ultravioleta.

Gráfico - 25 Relação entre os parâmetros ABS e log N/No para *E coli* do efluente do reator ultravioleta.

Desta forma, foi possível verificar que, para as concentrações de sólidos em suspensão totais em torno de 50 a 100 mg/L, com dose recebida na média de 1,46 Wh/m³, houve a remoção da ordem de 1 log de *E coli* do efluente. Coletti (2003) demonstrou que com a aplicação da dose recebida de 1 à 2 W.h/m³ em efluente

secundário foi possível remover de 2 à 3 log de *E coli*, no entanto o efluente apresentou a concentração de SST entre 29 e 50 mg/L. Para efluentes de processos biológicos com concentrações de SST como obtido nesta pesquisa, acima de 50 mg/L, e com número de coliformes acima de 4 log, dificilmente seria possível atingir os objetivos de utilização agrícola pelo método de desinfecção aqui proposto.

Da mesma maneira, verificou-se o agrupamento dos pontos, em sua maior parte, com absorbância acima de $0,400 \text{ cm}^{-1}$. A interpretação deve ser a mesma descrita para os sólidos em suspensão. Para esta grandeza de absorbância e de dose, foi possível reduzir o 1 log de *E coli*.

Gráfico - 26 Médias e limites ao intervalo de confiança de 95% da quantidade de ovos de helmintos do esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB e filtro de areia.

Gráfico - 27 Diagrama Box-Whiskers: Quantidade de ovos de Helminthos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB e filtro de areia.

Foram quantificados os parasitos presentes no esgoto bruto, no efluente do reator UASB e no efluente do filtro de areia desinfetado com radiação UV. O esgoto bruto apresentou o valor médio de 1,17 ovo/L. Já o efluente do reator UASB indicou valor médio de 1,09 ovo/L. O efluente do filtro de areia submetido à radiação UV apresentou valor médio de 0,9 ovo/L, como mostra o Gráfico - 26:

Esperou-se medir a remoção de parasitos apenas no sistema de filtração, uma vez que o método de contagem utilizado não possibilitaria avaliar se a radiação UV inativaria os ovos de helmintos. Assim, o valor mínimo obtido para ovos de helmintos foi zero (não detectado pelo método) nos três pontos amostrados. Os valores máximos foram de: 5,4 ovos/L no esgoto bruto; 4,7 ovos/L no efluente dos reatores UASB e 3,9 ovos/L no efluente do filtro de areia desinfetado no reator ultravioleta, conforme indica o Gráfico - 27:

5.1.2 Experimento 2 – Efluente do reator UASB submetido à decantador lamelar seguido de filtração em leito de manta geotêxtil e desinfectado com radiação UV

5.1.2.1 Ensaios preliminares em bancada

A partir dos resultados obtidos no experimento 1 e das condições operacionais limitantes em campo referente à manobra de vazão no reator ultravioleta, realizaram-se os ensaios em bancada, que aconteceram antes do início do experimento 2, este em campo composto por decantador lamelar seguido de filtro de manta geotêxtil.

Foram ensaiadas amostras de efluente dos reatores UASB em Jar test, com dosagens de 0,25, 0,50, 0,75, 1,00 e 1,25 mg/L de solução de polímero, conforme descrito nos procedimentos do item 4.2.4.1.1.1. Também foram medidos os parâmetros a) sólidos em suspensão totais e b) turbidez. Os resultados, apresentados no Gráfico - 28, direcionaram à escolha da dosagem de 0,50 mg/L de polímero para os procedimentos seguintes, tanto em bancada, quanto em campo.

O efluente dos reatores UASB, decantado sem adição de polímero, apresentou valor médio de 21,0 mg/L de SST. Com a adição de 0,5 mg/L de polímero, este efluente decantado apresentou o valor médio de 17,0 mg/L. Isto representou a remoção de 19% a mais dos sólidos em suspensão no efluente decantado com adição de polímero em relação ao efluente decantado sem a adição. Com o aumento da dose para 0,75 e 1,00 mg/L, não verificou-se ganho na remoção dos sólidos em suspensão totais. Para a dosagem de 1,25 mg/L, o efluente decantado apresentou a concentração de 15,0 mg/L de SST. Foi necessário mais que dobrar a dose de polímero para verificar a remoção adicional de SST de 11,8 %.

Observou-se que a aplicação de 0,5 mg/L de polímero acrescentou 19,5% na remoção de turbidez. O valor médio de turbidez no efluente decantado sem polímero foi de 12,8 UNT e o valor médio de turbidez no efluente decantado com polímero foi

de 10,3 UNT. Com o aumento da dosagem para 1,0 mg/L e 1,25 mg/L existiu um ganho expressivo de 17,5% e nenhum ganho, sendo 0,0% respectivamente.

Gráfico - 28 Valores de SST e de Turbidez em função da dose de polímero aplicada ao efluente dos reatores UASB.

Foi também verificada a capacidade de remoção de absorbância no teste de dosagem de polímeros, com dados apresentados no Gráfico - 29. A diminuição do valor da absorbância foi gradativa, com aplicação das doses até 1,0 mg/L. Porém, os valores obtidos não possibilitaram influenciar na escolha da dose: o valor médio da absorbância para o efluente decantado sem adição de polímero foi $0,374 \text{ cm}^{-1}$; para os efluentes decantados com adição de 0,5 mg/L e de 1,0 mg/L, foram $0,360$ e $0,346 \text{ cm}^{-1}$, respectivamente. Isto representa ganhos na eficiência de 3,7% e 3,9%, respectivamente, apenas.

Gráfico - 29 Relação da absorvância com a dose de polímero adicionada ao efluente de UASB submetido à mistura e decantação.

Definida a dosagem de polímero para a decantação do efluente, realizaram-se os procedimentos de simulação das condições que seriam feitas em campo: com a aplicação de polímero ao efluente dos reatores UASB, decantação e filtração, conforme descritos no item 4.2.4.1.1.2.

Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela - 16, como médias e desvios- padrão.

Tabela - 16 Resultados das análises de pH, alcalinidade, DQO, DBO, turbidez, ABS e SST dos ensaios de bancada - experimento 2.

		Efl. UASB		Efl. UASB decantado		Efl. UASB + polímero + decantado		Efl. UASB + polímero + decantado + filtrado	
Parâmetros		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
pH	-	6,9	0,54	6,7	0,13	6,7	0,14	6,9	0,07
Alcalinidade	mg/L	183	28,40	186	34,00	148	85,07	186	29,70
DBO	mg/L	130	46,80	49	15,06	35	12,58	28	9,93
DQO	mg/L	445	290,06	145	47,14	69	24,43	55	14,03
SST	mg/L	493	364,68	106	51,56	31	9,42	18	6,81
Turbidez	UNT	195	73,54	76	13,77	27	9,79	12	4,03
ABS	cm ⁻¹	1,028	0,585	0,566	0,171	0,414	0,078	0,378	0,042
Colif Total*	NMP/100mL	1,27x10 ⁶	1,65x10 ⁶	1,19x10 ⁶	1,26x10 ⁶	3,65x10 ⁵	7,11x10 ⁵	2,63x10 ⁴	6,50x10 ⁵
E-coli*	NMP/100mL	3,86x10 ⁵	6,72x10 ⁵	1,19x10 ⁶	3,64x10 ⁵	1,50x10 ⁵	4,55x10 ⁵	1,38x10 ⁵	3,97x10 ⁵
Colif Total UV10s*	NMP/100mL	8,83x10 ³	4,27x10 ³			3,19x10 ³	1,61x10 ³	8,76x10 ²	1,88x10 ³
<i>E-coli</i> UV10s*	NMP/100mL	1,12x10 ²	2,53x10 ³			1,39x10 ³	1,27x10 ³	1,68x10 ²	1,91x10 ²
Colif Total UV20s*	NMP/100mL	2,23x10 ³	7,28x10 ²			8,66x10 ²	1,43x10 ³	1,11x10 ¹	2,13x10 ²
<i>E-coli</i> UV20s*	NMP/100mL	6,83x10 ²	3,48x10 ¹			1,10x10 ²	4,96x10 ¹	4,60x10 ¹	0,00x10 ⁰
Colif Total UV30s*	NMP/100mL	3,05x10 ¹	1,48x10 ³			5,22x10 ¹	1,84x10 ²	1,06x10 ¹	1,96x10 ²
<i>E-coli</i> UV30s*	NMP/100mL	7,99x10 ³	3,46x10 ⁵			1,39x10 ²	5,03x10 ¹	1,10x10 ¹	6,32x10 ¹
Parasitos - Helmintos	ovos / L	43,9	34,48	28,0	29,68	6,7	5,17	6,2	6,74

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E coli* estão apresentados como média geométrica.

Os valores de sólidos em suspensão totais do efluente dos reatores UASB foram altos: variando de 124 mg/L a 924 mg/L (média de 493 mg/L).

A média das eficiências de remoção de SST pela decantação com a utilização de polímero foi de 93%. A menor eficiência ocorreu no ensaio com a concentração mais baixa de SST no efluente dos reatores UASB: 124 mg/L, ainda assim apresentou-se como um alto valor, sendo 84% de eficiência. O valor médio da concentração de SST no efluente decantado com a aplicação de polímero foi 32 mg/L. Para o efluente decantado sem a adição de polímero a média apresentada para os sólidos em suspensão totais foi de 106 mg/L.

Apenas os efluentes decantados com adição de polímeros foram submetidos à filtração. Eles apresentaram valores de sólidos em suspensão totais com média igual a 18 mg/L; valor mínimo de 10 mg/L e máximo de 24 mg/L. Tais valores foram satisfatórios para a finalidade de desinfecção com radiação ultravioleta.

Os valores de absorvância apresentaram uma redução expressiva para o efluente do UASB decantado com aplicação de polímero, sendo os valores médios antes e depois da decantação de $1,028 \text{ cm}^{-1}$ e $0,414 \text{ cm}^{-1}$, respectivamente. Mesmo assim, este efluente foi submetido à filtração e foi alcançada a absorvância média de $0,378 \text{ cm}^{-1}$.

Os efluentes filtrados foram submetidos aos ensaios de desinfecção ultravioleta em bateladas, em reator construído com material similar ao reator utilizado em campo, portanto simulando as condições em campo.

A dose UV aplicada por volume foi de 5,29 W.h/m³ para 10 segundos; 10,59 W.h/m³ para 20 segundos e 15,89 W.h/m³ para 30 segundos. Para a lâmina líquida de 4 cm, absorvância de $0,378 \text{ cm}^{-1}$ e tempos de exposição de 10, 20 e 30 segundos, chegou-se à dose recebida de 1,47, 2,94 e 4,42 W.h/m³, respectivamente. Para a mesma lâmina líquida, mas com absorvância de $0,414 \text{ cm}^{-1}$ e tempos de exposição de 10, 20 e 30 segundos, chegou-se à dose recebida de 1,35, 2,72 e 4,09 W.h/m³, respectivamente. Com estes valores, obteve-se os resultados de desinfecção através da medição de coliformes totais e de *E coli*, como apresentados no Gráfico - 30:

Gráfico - 30 Densidade de coliformes totais e de *E coli* nos efluentes decantados e efluentes filtrados submetidos à radiação ultravioleta.

O efluente decantado adicionado de polímero apresentou a média geométrica de $3,65 \times 10^5$ NMP/100mL de coliformes totais e $1,50 \times 10^5$ NMP/100mL de *E coli*. O efluente filtrado apresentou $2,63 \times 10^4$ de coliformes totais e $1,38 \times 10^5$ NMP/100mL de *E coli*. Com a aplicação de UV por 10 segundos e dose de $1,35 \text{ Wh/m}^3$, obteve-se as quantidades médias geométricas de $3,19 \times 10^3$ de coliformes totais e $1,39 \times 10^3$ NMP/100mL de *E coli* para o efluente decantado com polímero. Para o efluente filtrado, sob a dose recebida de $1,47 \text{ Wh/m}^3$, os resultados obtidos foram $8,76 \times 10^2$ NMP/100mL de coliformes totais e $1,68 \times 10^2$ NMP/100mL de *E coli*. Estes valores atenderiam as orientações da WHO *apud* Bastos *et al* (2008) e da Resolução CONAMA 357/2005, mas ainda não atingiria as da USEPA *apud* Bastos *et al* (2008).

Aumentando-se o tempo de exposição para 20 segundos, tanto a média geométrica da quantidade de *E coli* no efluente decantado com polímero ($1,10 \times 10^2$ NMP/100mL), quanto a média geométrica de *E coli* no efluente filtrado ($4,60 \times 10^1$ NMP/100mL) ficaram abaixo dos valores descritos nas orientações da USEPA (2004), sendo menores que 200 NMP/100 mL. No entanto apenas no efluente filtrado 100% das amostras atenderam esta última condição.

Com a aplicação de 30 segundos de exposição, não houve ganho em relação à dosagem anterior para o efluente decantado com a média geométrica da

quantidade de *E coli* igual a $1,39 \times 10^2$ NMP/100mL. Para o efluente filtrado, a quantidade de *E coli* passou a ser de $1,10 \times 10^1$ NMP/100mL, porém, o aumento da dose em aproximadamente 50% não justificaria esta aplicação, pois nas duas situações as orientações referidas são igualmente atendidas.

Gráfico - 31 Relação entre tempo de exposição e Log N/No para *E coli* do efluente do reator ultravioleta.

Em termos de inativação de microrganismos indicadores, foi verificada a média de $\log N/N_0$, com apresentação dos dados no Gráfico - 31, Para o efluente decantado exposto por 10 segundos, alcançou-se a inativação de 3,25 log de *E coli*; para 20 segundos, 4,67 log e para exposição de 30 segundos, 3,77 log. Para o efluente filtrado, a eficiência foi maior nas três condições: 4,0 log de *E coli* para 10 segundos de exposição; 5,17 log para 20 segundos e 4,88 log para 30 segundos. Observou-se a condição de menor capacidade de inativação para os 30 segundos de exposição do que para os 20 segundos.

Gráfico - 32 Densidade de ovos de helmintos dos efluentes dos reatores UASB, do efluente decantado sem aplicação de polímero, do efluente decantado com aplicação de polímero e do efluente filtrado.

Foi realizada contagem de parasitos, como ovos de helmintos, onde se verificou a presença de ovos no efluente dos reatores UASB, com valor médio igual a 44 ovos/L. Para o efluente decantado, sem adição de polímero, o valor foi de 28 ovos/L. Já para o efluente decantado com adição de polímero, o valor o número de ovos passou a ser de 6,6 por litro. Submetido à filtração, este último efluente chegou à quantidade de 6,19 ovos/L.

5.1.2.2 Ensaios de campo

5.1.2.2.1 Resultados operacionais dos reatores UASB

A etapa de campo do experimento 2 foi realizada entre junho de 2010 e abril de 2011. Neste período, os reatores UASB foram operados como processo exclusivo de tratamento biológico na ETE. Não existiu contribuição de lodo de excesso do processo de lodo ativado, uma vez que este encontrava-se desativado para reforma.

Gráfico - 33 Serie temporal: TDH dos reatores UASB no período do experimento 2.

As vazões afluentes da ETE foram medidas no momento das coletas e apresentou o valor médio igual a 242 L/s. O tempo de detenção hidráulico médio resultante foi de 12,5 horas com resultados apresentados no Gráfico - 33.

Na Tabela - 17 estão apresentados o resumo das médias, desvios padrão e erro-padrão dos resultados obtidos a partir do esgoto bruto e efluente dos reatores UASB, no experimento 2 do subprojeto 1.

Tabela - 17 Resultados das análises sobre o esgoto bruto e efluente dos reatores UASB – experimento 2.

Parâmetro	Unid	Esgoto Bruto				Efl. UASB			
		n	Média	D.P.	E.P.	n	Média	D.P.	E.P.
pH		21	6,4	0,2	0,0	24	6,5	0,2	0,0
Alcalinid.	mg/L	6	144	18	8	6	179	19	8
DBO	mg/L	6	185	26	11	7	50	16	6
DQO	mg/L	19	362	102	23	22	150	55	12
SST	mg/L	21	146	40	9	24	82	23	5
SSV	mg/L	22	109	39	8	24	55	17	3
ST	mg/L	15	490	128	33	18	386	93	22
NKT	mg/L	10	21,9	6,7	2,1	12	26,6	10,2	2,9
N-NH ₄ ⁺	mg/L	6	12,8	4,1	1,7	7	19,3	6,2	2,3
Fósforo-total	mg/L	21	2,6	1,1	0,2	24	2,6	1,0	0,2
Fósforo-solúvel	mg/L	18	1,5	0,8	0,2	20	1,7	0,6	0,1
ABS λ254nm	cm-1	21	1,092	0,267	0,058	24	0,593	0,137	0,028
Turbidez	UNT	21	97	21	5	24	57	13	3
Colif. Totais*	NMP/ 100mL	22	4,56x10 ⁷	1,87x10 ⁷	4,00x10 ⁶	25	7,04x10 ⁶	2,20x10 ⁶	4,40x10 ⁵
<i>E-Coli</i> *	NMP/ 100mL	22	6,36x10 ⁶	4,39x10 ⁶	9,35x10 ⁵	25	1,90x10 ⁶	1,13x10 ⁶	2,26x10 ⁵
Helmintos	ovos/L	19	0,7	1,2	0,3	19	0,9	1,0	0,2

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E coli* estão apresentados como média geométrica.

Gráfico - 34 Série temporal: pH e alcalinidade do esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.

Durante o período do experimento 2, o pH do esgoto bruto apresentou valores entre 6,1 e 6,9, como apresentados no Gráfico - 34, com valor médio de 6,4. No efluente dos reatores UASB, verificaram-se os valores entre 6,5 e 7,1, com média igual a 6,5. O pH do esgoto bruto e do reator UASB mantiveram-se em todo tempo dentro de uma faixa considerada ótima para o crescimento das bactérias produtoras de metano, ficando esta entre 6,0 e 8,0 (CHERNICHARO, 1997).

A alcalinidade foi verificada para o esgoto bruto, com valores entre 122 e 164 mgCaCO₃/L. Para o efluente dos reatores USAB, os valores ficaram entre 145 e 202 mgCaCO₃/L, como apresentados no Gráfico - 34. A média da alcalinidade no esgoto bruto Foi de 144 mgCaCO₃/L e observou-se o aumento da alcalinidade no efluente dos reatores UASB para 179 mgCaCO₃/L. Esta situação ocorre devido à degradação dos compostos orgânicos durante a digestão anaeróbia, como a conversão de ácidos graxos voláteis intermediários, por exemplo, levando à formação de bicarbonatos, e como a conversão de proteínas e aminoácidos com a formação de amônia. A combinação da amônia com o ácido carbônico em solução leva à formação de bicarbonato de amônia (CHERNICHARO, 1997).

Gráfico - 35 Série temporal: Valores de DBO do esgoto bruto e efluentes dos reatores UASB.

Gráfico - 36 Série temporal: Valores de DQO do esgoto bruto e efluentes dos reatores UASB.

Verificou-se a DBO para o esgoto bruto que, com média de 185 mg/L, pode ser considerado um esgoto fraco (JORDÃO, 2005), valor muito próximo daquele encontrado para o período do experimento 1, consolidando assim as características do afluente da estação para este parâmetro por aproximadamente 2 anos. Os valores mínimo e máximo medidos foram 155 e 232 mg/L, conforme apresentado no Gráfico - 35. O efluente dos reatores UASB apresentou valor médio de DBO igual a

50 mg/L, com os resultados compreendidos entre 30 e 66 mg/L. O reator UASB trabalhou com tempo de detenção hidráulico médio de 12,5 horas e obteve a eficiência média da remoção de DBO em 75%. São valores bastante próximos daqueles descritos por Chernicharo (1997).

Foi observado que a DQO também apresentou, neste segundo período, valores parecidos com os do primeiro para o esgoto bruto, sendo a média igual a 362 mg/L, valor máximo de 521 mg/L e mínimo de 18 mg/L, como apresentados no Gráfico - 36. A carga orgânica volumétrica aplicada aos reatores UASB foi de 0,72 kgDQO/m³.d. Para o efluente dos reatores UASB, verificou-se que existiu a remoção de DQO no processo anaeróbio, com valor médio da concentração de DQO no efluente dos reatores UASB com média de 150 mg/L, diferentemente, portanto, daqueles valores encontrados no período do experimento 1.

A remoção de DQO no tratamento por reatores UASB é esperada para o tratamento de esgoto doméstico na faixa entre 40% e 75%. Neste segundo período pesquisado, os reatores UASB apresentaram a média das eficiência em 60%. No período do experimento 1, a média das eficiências foi de apenas 12%. A concentração de sólidos em suspensão totais em grandes concentrações apresentadas no experimento 1 influenciaram diretamente os valores de DQO como descrito por Tchobanoglous *et al* (2003).

Gráfico - 37 Série temporal: Valores de Sólidos em suspensão totais do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Verificou-se, no experimento 2, as concentrações de sólidos em suspensão do esgoto bruto com valor médio de 146 mg/L com resultados dos ensaios compreendidos entre 82 mg/L e 232 mg/L apresentados no Gráfico - 37. O efluente dos reatores UASB apresentou a média de 82 mg/L, com valores compreendidos entre 50 mg/L e 124 mg/L. Isto possibilitou, posteriormente, maior controle operacional para o sistema de desinfecção.

Gráfico - 38 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão voláteis do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Gráfico - 39 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.

Assim como foi verificada a concentração de SST, verificou-se também as concentrações de SSV no esgoto bruto e no efluente dos reatores UASB. Os valores estiveram compreendidos entre 60 mg/L e 190 mg/L no esgoto bruto, com média igual a 109 mg/L; no efluente dos reatores UASB, entre 30 mg/L e 84 mg/L, como mostra o Gráfico - 38, com valor médio igual a 55 mg/L. A média das eficiências de remoção de SSV foi de 49%. A relação SSV / SST verificada para o esgoto bruto foi de 0,75, e para o efluente dos reatores UASB igual a 0,67, conforme indicado no Gráfico - 39:

Gráfico - 40 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Nitrogênio total Kjeldahl - NKT do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Gráfico - 41 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente dos reatores UASB.

Foram verificados os parâmetros NKT e N-NH_4^+ , contendo os valores médios de 21,9mg/L de NKT no esgoto bruto e 26,6mg/L de NKT no efluente dos reatores UASB. No efluente, os valores de NKT ficaram compreendidos entre 16,3 e 39,8 mg/L, Gráfico - 40. O fato de os valores do efluente terem sido maiores que do afluente dos reatores UASB, isto deve estar relacionado com a perda de sólidos no efluente.

Observando-se as concentrações de amônia no esgoto bruto e no efluente dos reatores UASB, verificou-se também a maior quantidade efluente em relação ao afluente. Os valores médios encontrados foram 12,8 mg/L de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto; e 19,3 mg/L no efluente dos reatores UASB. A faixa que compreende os valores de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto foi de 8,4 a 17,9 mg/L; e para o efluente dos reatores UASB de 12,8 a 27,4 mg/L, o Gráfico - 41 apresenta esses números. No processo anaeróbico, é esperado o ganho de nitrogênio amoniacal devido à degradação de proteínas e aminoácidos que resultam na formação de amônia.

Gráfico - 42 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Fósforo total no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.

Gráfico - 43 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Fósforo solúvel no esgoto bruto e efluente dos reatores UASB.

Verificou-se a concentração de fósforo total, apresentada no Gráfico - 42, encontrando no esgoto bruto os valores compreendidos entre 0,9 mg/L e 4,6 mg/L, com média igual a 2,6 mg/L. No efluente dos reatores UASB, os valores ficaram compreendidos entre 1,1 mg/L e 4,4 mg/L e sua média igual a 2,6 mg/L.

No Gráfico - 43, a fração solúvel do fósforo é apresentada. Verificou-se, para o esgoto bruto, os valores compreendidos entre 0,3 e 2,8 mg/L e a média dos valores igual a 1,5 mg/L. No efluente dos reatores UASB, os valores ficaram entre 0,8 e 2,7 mg/L, com média igual a 1,7 mg/L, ligeiramente superior ao valor afluente.

O tratamento anaeróbio tem por característica baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, devido ao fato de que tais microrganismos necessitam de pequenas quantidades destes nutrientes. No caso do nitrogênio ocorre a amonificação, mas não a nitrificação.

5.1.2.2.2 Resultados operacionais do sistema em escala piloto

No experimento 2, o sistema de pós-tratamento do efluente dos reatores UASB foi operado com vazão constante de 0,62 L/s (2,23 m³/h), como mostra o Gráfico - 44, nas três unidades do sistema: no decantador lamelar; no filtro de manta geotêxtil e no reator ultravioleta. Com isto, o tempo de exposição do líquido à radiação ultravioleta foi de 20 segundos.

Gráfico - 44 Série temporal: Vazão do decantador lamelar, filtro de manta geotêxtil e do reator ultravioleta

O decantador lamelar foi operado com esvaziamento e limpeza por jateamento de água nas placas. A frequência da limpeza foi quinzenal, com a finalidade de remoção de biofilme, como ilustrado na Figura - 25, evitando a piora da qualidade do efluente do decantador.

O decantador lamelar foi operado com a taxa de escoamento superficial constante de 115 m³/m².d; o filtro de manta geotêxtil com taxa de escoamento superficial igual à 10 m³/m².d. À montante do decantador lamelar foi aplicada solução de polímero com dose de 0,5 mg/L.

Na Tabela - 18 está apresentado o resumo das médias e erros-padrão dos resultados obtidos a partir do efluente do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil, ambos submetidos à radiação ultravioleta.

Figura - 25 Biofilme formado no decantador lamelar

Tabela - 18 Resultados das análises do efluente do decantador lamelar e efluente do filtro de manta geotêxtil submetidos à radiação ultravioleta – experimento 2

Parâmetros	Unid	Efl. Decantador / UV				Efl. Filtro manta / UV			
		n	Média	D.P.	E.P.	n	Média	D.P.	E.P.
pH		24	6,5	0,3	0,1	24,0	6,9	0,3	0,1
DQO	mg/L	22	126	50	11	22	45	13	3
SST	mg/L	24	67	20	4	24	7	6	1
SSV	mg/L	24	47	16	3	24	6	4	1
ST	mg/L	17	372	81	20	16	329	57	14
NKT	mg/L	11	23,5	7,5	2,2	12	20,5	4,8	1,4
N-NH ₄ ⁺	mg/L	7	19,1	6,6	2,5	7	18,6	5,0	1,9
Fósforo-total	mg/L	24	2,5	1,0	0,2	24	2,1	0,8	0,2
Fósforo-solúvel	mg/L	20	1,7	0,6	0,1	20	1,8	0,6	0,1
ABS λ 254 nm	cm-1	24	0,528	0,128	0,026	24	0,245	0,050	0,010
Turbidez	UNT	24	48	10	2	24	11	7	1
Colif.totais*	NMP/100mL	25	7,36x10 ⁴	1,31x10 ⁵	2,62x10 ⁴	25	5,10x10 ²	5,61x10 ³	1,12x10 ³
<i>E-Coli</i> *	NMP/100mL	25	2,94x10 ⁴	1,42x10 ⁵	2,84x10 ⁴	25	1,12x10 ¹	8,29x10 ²	1,66x10 ²
Helmintos	ovos/L	12	0,08	0,21	0,06	12	0,07	0,17	0,05

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E-coli* estão apresentados como média geométrica.

Gráfico - 45 Série temporal: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 46 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Sólidos em suspensão totais dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Os resultados obtidos de sólidos em suspensão totais são apresentados no Gráfico - 45 e Gráfico - 46, com valores bastante satisfatórios para o efluente do filtro de manta geotêxtil, compreendidos entre 1 e 25 mg/L, com valor médio de 7 mg/L. O efluente do decantador lamelar apresentou valor médio de 67 mg/L de SST.

Gráfico - 47 Diagrama Box-Whiskers: Eficiência de remoção de sólidos em suspensão totais pelos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.

A média das eficiências de remoção de SST pelo decantador foi de 24 %, porém, foi alcançada a eficiência de até 38 % e, ainda, 25% das suas eficiências foram maiores que 30 %, como apresentado o Gráfico - 47. O filtro de manta geotêxtil obteve a média das eficiências de remoção de SST do efluente do decantador lamelar igual a 89 %. A eficiência de remoção de SST do efluente dos reatores UASB pelo conjunto decantador-filtro foi verificada em 91,5 %.

Verificou-se a concentração de SSV no efluente do decantador lamelar, sendo seus valores máximos e mínimos iguais à 84 e 24 mg/L, com médio igual a 47 mg/L (Gráfico - 48). Neste caso, o decantador promoveu a remoção de 18% dos SSV do efluente dos reatores UASB. A concentração média de SSV, no efluente do filtro de manta geotêxtil, foi de 6 mg/L e este removeu 87% dos SSV remanescentes do decantador lamelar. Os valores limites nos efluentes do filtro foram 1 e 16 mg/L. Quase a totalidade dos sólidos em suspensão no efluente do filtro de manta geotêxtil corresponde à fração volátil.

Gráfico - 48 Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão voláteis dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 49 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

O Gráfico - 49 apresenta a relação SSV / SST, medidos para os efluentes, e se observou que a relação aumenta de valor para os sólidos remanescentes da decantação lamelar e, ainda mais significativamente, aumenta para a filtração, neste último caso com valor igual a 0,98.

A média da concentração de sólidos totais no efluente do decantador lamelar e no filtro de manta geotêxtil foi de 372 mg/L e 329 mg/L, respectivamente.

Verificou-se que a concentração de sólidos dissolvidos não sofreu ação do sistema de polimento do efluente dos reatores UASB. As concentrações médias encontradas foram de 299 mg/L para o efluente dos reatores UASB; 305 mg/L para o efluente do decantador lamelar e 322 mg/L para o efluente do filtro de manta geotêxtil, como apresentado no Gráfico - 50.

Foi observada a pequena diferença numérica na somatória das frações de sólidos do sistema a qual deve ser considerada em virtude da precisão dos ensaios laboratoriais.

Gráfico - 50 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da concentração de sólidos dissolvidos totais dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 51 Diagrama Box-Whiskers: Valores de Turbidez dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Observou-se a turbidez do sistema de pós-tratamento, a partir do efluente dos reatores UASB, a qual apresentou valores compreendidos entre 37 e 90 UNT, com média de 57 UNT. O efluente de decantador lamelar apresentou valor médio de 48 UNT e do filtro de manta geotêxtil 11 UNT, com valores compreendidos em uma faixa menor: o mínimo de 2 UNT e o máximo de 24 UNT, como apresentado no Gráfico - 51 e Tabela - 18.

Verificou-se a eficiência de 14 % de remoção de turbidez para o decantador lamelar, menor que metade da eficiência da mesma unidade para SST. Em relação ao filtro de manta geotêxtil foi alcançada a média de 77 % de remoção de turbidez do efluente do decantador lamelar. A eficiência do conjunto chegou à 80 % para turbidez.

Foram verificadas também as absorvâncias ao comprimento de onda de 254 nm. A observação das diferentes evoluções entre os parâmetros ABS, sólidos em suspensão e turbidez nas unidades do sistema de pós-tratamento levou a elaboração de um equacionamento, que será apresentado a seguir, com a finalidade de compreender a correlação entre eles.

Gráfico - 52 Série temporal: Valores de absorvância ao comprimento de onda 254 nm dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Observou-se, como mostra o Gráfico - 52, que os valores de absorvância do efluente do decantador lamelar estiveram sempre inferiores aos dos reatores UASB, contudo numericamente próximos. O valor da absorvância no efluente do decantador lamelar foi 11% inferior ao seu afluente. O valor médio encontrado para o efluente do decantador lamelar foi igual a $0,528 \text{ cm}^{-1}$, compreendidos entre $0,355$ e $0,767 \text{ cm}^{-1}$.

Gráfico - 53 Diagrama Box-Whiskers: Valores de transmitância dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

O efluente do filtro de manta geotêxtil apresentou valor médio de $0,245 \text{ cm}^{-1}$. A dispersão foi razoavelmente pequena com desvio-padrão de $0,010 \text{ cm}^{-1}$, estando os valores compreendidos entre $0,161$ e $0,346 \text{ cm}^{-1}$. A média dos resultados de absorvância no efluente do filtro apresentou valores 52% menores do que os valores do efluente do decantador lamelar. O conjunto que compreende o decantador lamelar e o filtro de manta geotêxtil alcançou a eficiência média de 59 % de diminuição da absorvância.

Verificou-se, também, a transmitância no experimento 2 e, comparativamente ao primeiro experimento, para o efluente final do sistema de pós-tratamento apresentou o valor médio de 57% no segundo experimento, ante ao valor médio de 35% alcançado no experimento 1. Os valores mínimo e máximo de transmitância no efluente do filtro e manta geotêxtil foi 45 e 69% e mediana de 56%. O decantador lamelar produziu efluente com valor de transmitância médio de 31%, compreendidos entre 17 e 44%

Gráfico - 54 Relação entre a absorvância ao comprimento de onda 254 nm e a concentração de sólidos em suspensão totais medidos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.

Relacionando-se os dados obtidos de absorvância com SST, apresentados no Gráfico - 54, encontrou-se a equação de reta EQ (25). A equação apresentou

melhor ajuste dos pontos por regressão linear, com coeficiente de correlação $r = 0,93$.

$$\text{EQ (25)} \quad \text{ABS} = 0,0057 \times \text{SST} + 0,1808$$

$$r = 0,93$$

Onde: ABS = absorvância (cm^{-1})

SST = sólidos em suspensão totais (mg/L)

r = coeficiente de correlação

Aplicando-se a relação entre os parâmetros absorvância e turbidez, como apresentada no Gráfico - 55, o melhor ajuste entre os pontos foi obtido por regressão polinomial de segunda ordem, com coeficiente de correlação $r = 0,94$ e a equação EQ (26) apresentada a seguir.

Gráfico - 55 Relação entre a absorvância ao comprimento de onda 254 nm e a turbidez medidos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.

$$\text{EQ (26)} \quad \text{ABS} = 0,00003 \times T^2 + 0,0058 \times T + 0,1647$$

$$r = 0,93$$

Onde: ABS = absorvância (cm^{-1})

T = turbidez (UNT)

r = coeficiente de correlação

Observou-se que, nas duas correlações realizadas, quando igualando o eixo x a zero, ou seja, SST igual a zero e turbidez igual a zero, encontraram-se os valores de absorvância de $0,181 \text{ cm}^{-1}$ e $0,165 \text{ cm}^{-1}$, respectivamente. Isto ocorre devido à presença dos sólidos dissolvidos no líquido, como já apresentados anteriormente.

Ainda, aplicando-se a relação entre os parâmetros turbidez e sólidos em suspensão totais, apresentada no Gráfico - 56, verificou-se o melhor ajuste entre os pontos pela regressão linear, resultando a equação EQ (27). O coeficiente de correlação obtido nesta situação foi $r = 0,94$.

Gráfico - 56 Relação entre a turbidez e a concentração de sólidos em suspensão totais medidos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.

$$\text{EQ (27)} \quad T = 0,5522 \times SST + 13,02$$

$$r = 0,94$$

Onde: T = turbidez (UNT)

SST = sólidos em suspensão totais (mg/L)

r = coeficiente de correlação

Foram verificados os parâmetros físico-químicos DQO, nitrogênio e fósforo, que apresentaram resultados apontando a remoção da fração particulada e a manutenção da fração solúvel dos efluentes, via sistema decantador lamelar e filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 57 Diagrama Box-Whiskers: Valores de DQO dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

No Gráfico - 57, verificou-se que os valores de DQO do efluente do decantador estiveram compreendidos entre 62 mg/L e 251 mg/L, com mediana igual a 113 mg/L. No efluente do filtro de manta geotêxtil observou-se os valores mínimo e máximo de 20 mg/L e 71 mg/L, respectivamente. Os valores das médias de DQO foram de 150 mg/L para o efluente dos reatores UASB, 126 mg/L para o efluente

decantado e para o efluente filtrado, o valor de 45 mg/L. Estes valores significaram a remoção de DQO do efluente dos reatores UASB pelo sistema de 70 %. É um resultado expressivo. Não foram realizados, neste experimento 2, os ensaios de DBO nos efluentes do sistema de polimento.

Tipicamente, a DQO se mantém entre 1,7 e 2,5 vezes o valor da DBO para o esgoto bruto (JORDÃO, 2005). No experimento 1, esta relação foi observada para o efluente do filtro de areia com valor igual a 2,68. Aplicando-se esta relação no efluente do filtro de manta geotêxtil, verificar-se-ia um valor aproximado de DBO de 17 mg/L, o que seria uma condição excelente para o alcance dos quesitos legais e ambientais.

Gráfico - 58 Diagrama Box-Whiskers: Valores de NKT dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Observou-se, a partir dos resultados do parâmetro nitrogênio como NKT, que foram removidos em 23 % no sistema decantador lamelar e o filtro de manta geotêxtil. O efluente dos reatores UASB apresentou média de 26,6 mg/L de NKT, com valores compreendidos entre 16,3 mg/L e 39,8 mg/L. O efluente do decantador lamelar apresentou média de 23,5 mg/L, com valores mínimo e máximo de 11,2 mg/L e 36,4 mg/L, respectivamente. O filtro de manta geotêxtil apresentou valor médio de 20,5 mg/L com números compreendidos entre 14,0 mg/L e 28,0 mg/L. As medianas destes três pontos de amostragem foram 21,2, 21,5 e 19,4 mg/L,

respectivamente, conforme o Gráfico - 58. Para este parâmetro, 11,7 % de NKT do efluente dos reatores UASB foram removidos pelo decantador lamelar, e 12,7 % de NKT do efluente do decantador lamelar foram removidos pelo filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 59 Diagrama Box-Whiskers: Valores de nitrogênio amoniacal dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

As concentrações de nitrogênio amoniacal variaram pouco ao longo do sistema decantador-filtro, sendo os valores iguais a 19,3, 19,1 e 18,6 mg/L para o efluente dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil, respectivamente. As medianas obtidas dos resultados destes três pontos foram de 17,9, 17,1 e 15,7 mg/L, respectivamente, como apresentados no Gráfico - 59. Em termos de eficiência de remoção de N-NH_4^+ , o sistema alcançou 3,2 %.

Gráfico - 60 Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo total dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 61 Diagrama Box-Whiskers: Valores de média Fósforo solúvel dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Observou-se que houve a remoção de 17,6 % de fósforo total pelo sistema decantador-filtro, as concentrações média verificadas, foram de 2,6 mg/L para o efluente dos reatores UASB; 2,5 mg/L para os efluentes do decantador lamelar e 2,1 mg/L para o filtro de manta geotêxtil. Os valores das medianas foram iguais à 2,5

mg/L para o efluente dos reatores UASB, 2,6 mg/L no efluente do decantador lamelar e 2,4 mg/L no efluente do filtro, como apresentados no Gráfico - 60.

Os resultados de fósforo solúvel permaneceram constantes ao longo do sistema, como apresentadas no Gráfico - 61 iguais a 1,7, 1,7 e 1,8 mg/L para os efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil, respectivamente.

5.1.2.2.3 Resultados dos ensaios de desinfecção

A partir dos valores de absorvância obtidos no efluente do filtro de manta geotêxtil submetido ao reator ultravioleta, com média igual a $0,245 \text{ cm}^{-1}$; do conhecimento da vazão no reator de $2,23 \text{ m}^3/\text{h}$; do tempo de exposição do efluente à radiação de 20 segundos e utilizando 5 lâmpadas acesas, calculou-se, ajustando a equação EQ (19) e a equação EQ (18), a dose aplicada de radiação UV por volume, resultando em $6,15 \text{ W.h/m}^3$, assim como a dose recebida de $2,44 \text{ W.h/m}^3$. O efluente do decantador lamelar teve valor médio de absorvância igual a $0,528 \text{ cm}^{-1}$, o que resultou em uma dose recebida de $1,25 \text{ W.h/m}^3$, valor praticamente igual à metade daquele obtido para o efluente filtrado, como ilustrado no Gráfico - 62

Para o efluente nas condições alcançadas neste experimento, seriam necessárias 4,01 lâmpadas com a dose UV aplicada de $4,94 \text{ W.h/m}^3$ para se alcançar a dose recebida de $1,96 \text{ W.h/m}^3$, aquela prevista no dimensionamento do reator UV como apresentado no item 4.2.2.4

Gráfico - 62 Dose recebida com 5 lâmpadas acesas em relação à absorbância do meio líquido

A operação do sistema no experimento 2, considerando a densidade de coliformes como controle, se deu em todo período com as cinco lâmpadas acesas, da mesma forma ocorrida no experimento 1.

Foram observados os valores de coliformes totais no esgoto bruto, com resultados entre $2,00 \times 10^7$ e $1,01 \times 10^8$ NMP/100ml, e média geométrica igual a $4,46 \times 10^7$ NMP/100mL. Observou-se, também, *E. coli* no esgoto bruto, com valores entre $3,89 \times 10^6$ e $1,72 \times 10^7$ NMP/100mL, e média geométrica de $6,36 \times 10^6$ NMP/100mL, Gráfico - 63 e Gráfico - 64.

As quantidades de coliformes totais encontradas no efluente dos reatores UASB estão compreendidas entre $2,30 \times 10^6$ e $1,01 \times 10^7$ NMP/100mL, sendo a média geométrica $7,04 \times 10^6$. Verificou-se a redução de 84 % de microrganismos do esgoto pelo processo biológico. No entanto, este é um resultado praticamente insignificante no âmbito de desinfecção, devido à sua grandeza.

Para *E. coli* os valores encontrados no efluente dos reatores UASB estão compreendidos entre $4,10 \times 10^5$ e $5,20 \times 10^6$ NMP/100mL, o valor médio foi de $1,90 \times 10^6$ NMP/100mL. Este valor é o objeto de maior atenção por ser parâmetro de controle da desinfecção. Do mesmo modo que para coliformes totais, as *E. coli*

também foram removidos a partir do esgoto bruto pelos reatores UASB em 64 % representando a diminuição de 0,52 log.

Gráfico - 63 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de coliformes totais do esgoto bruto, dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

Gráfico - 64 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de *E. coli* do esgoto bruto, dos efluentes dos reatores UASB, do decantador lamelar e do filtro de manta geotêxtil.

A fração removida no tratamento biológico deve estar relacionada aos microrganismos agregados à matéria particulada retida nos reatores. Isto favorece a

desinfecção posterior, pelo fato de: (1) existir, assim, menor número de microrganismos necessários para a desinfecção; e (2) a fração particulada ter como característica a proteção dos microrganismos ao agente desinfectante (GONÇALVES, 2003).

A quantificação de coliformes no sistema de pós-tratamento do efluente dos reatores UASB foi realizada em duas situações distintas, sendo a primeira, submetendo o efluente dos reatores UASB ao decantador lamelar e seguidamente ao reator ultravioleta. Nesta situação, observou-se uma pequena capacidade de desinfecção do efluente, que era esperada devido à qualidade do efluente alcançada pelo decantador em termos de SST e de absorvância. O valor da média geométrica para coliformes totais no efluente desinfectado do decantador foi de $7,36 \times 10^4$ NMP/100mL. Para os *E. coli*, o valor da média geométrica alcança foi de $2,94 \times 10^4$ NMP/100 mL, o que denota a diminuição de 1,81 log. Os resultados de coliformes totais foram compreendidos entre $2,20 \times 10^4$ e $7,10 \times 10^5$ NMP/100mL, para *E coli* encontraram-se todos valores menores que $3,04 \times 10^3$ NMP/100mL, como apresentado no Gráfico - 64..

Estes resultados foram insatisfatórios visto as proposições de critérios de uso agrícola da USEPA (2004). Para a OMS, atenderiam apenas às condições de irrigação localizada, distante do nível do solo, e à irrigação com alto nível tecnológico, altamente mecanizada. O PROSAB compilou dados das organizações descritas e sugeriu o limite de $1,00 \times 10^4$ NMP/100mL (BASTOS *et al*, 2008).

A segunda situação foi a realização dos ensaios de desinfecção do efluente dos reatores UASB submetendo-o à decantação, seguida de filtração em manta geotêxtil e, posteriormente, de desinfecção no reator ultravioleta. Assim, obtiveram-se os resultados e a capacidade do conjunto.

Verificou-se que o conjunto formado por decantação e filtração atingiu níveis elevados de desinfecção, com resultados para coliformes totais compreendidos entre $2,00 \times 10^1$ e $2,85 \times 10^4$ NMP/100mL, sendo que 90 % dos resultados iguais ou menores que $3,10 \times 10^3$ NMP/100mL. A média geométrica de coliformes totais foi de $5,10 \times 10^2$ NMP/100mL.

As densidades de *E. coli* tiveram valores compreendidos entre zero, lidos como ND (não detectado) e $3,04 \times 10^3$ NMP/100mL; o valor de sua média geométrica

foi igual a $1,12 \times 10^1$ NMP/100mL. Os resultados atenderam a 100 % as orientações do PROSAB e da OMS (BASTOS, 2008) para a utilização agrícola restrita. Foram ensaiadas 25 amostras, destas, 6 não se enquadram nas orientações da USEPA (2004), que orienta valores que devem estar abaixo de 200 NMP/100mL. Para a USEPA (2004), os valores indicados devem ocorrer em 100% das amostras.

O conjunto com decantador, filtro e UV reduziu 5,23 log de *E coli* do efluente dos reatores UASB, levando em consideração que o efluente destes reatores continham $2,15 \times 10^6$ NMP/100mL, alcançando praticamente 100 % de eficiência.

Gráfico - 65 Log N/No de *E coli* em relação à absorvância do meio líquido, com a dose aplicada de 6,15 Wh/m³ e lâmina líquida de 4 cm

Nos diagramas de dispersão Gráfico - 65 e Gráfico - 66 estão apresentadas as relações de logN/No com a absorvância e com a turbidez, do meio líquido, respectivamente. Observou-se que, para os pontos com valores de absorvância entre 0,200 e 0,300 cm^{-1} , promoveram-se valores maiores de logN/No – aproximadamente entre 3 e 7. Para os valores de absorvância acima de 0,400 cm^{-1} , os logN/No estiveram sempre abaixo de 3.

Gráfico - 66 Log N/No em relação à turbidez do meio líquido

O melhor ajuste dos pontos se deu pela regressão logarítmica, com a EQ (28), de coeficiente de correlação igual a 0,79.

$$\text{EQ (28)} \quad \text{Log}\left(\frac{N}{N_0}\right) = -3,745 \ln(\text{ABS}) - 0,477$$

$$r = 0,79$$

Onde: N = densidade de *E coli* efluente ao reator UV (NMP/100mL)

N_0 = densidade de *E coli* afluyente ao reator UV (NMP/100mL)

ABS = absorvância do meio líquido (cm^{-1})

r = coeficiente de correlação

Da mesma forma descrita para absorvância, ocorreu com o parâmetro turbidez, sendo que para os valores deste parâmetro menores que 25 UNT, os valores de logN/No concentraram-se, na sua maior parte, entre 3 e 7. Já para valores de turbidez maiores que 37 UNT, os números de logN/No estiveram sempre abaixo de 3. Ajustando-se os pontos plotados, encontrou-se a equação EQ (29), que obteve o melhor coeficiente de correlação por regressão exponencial: $r = 0,85$.

$$\text{EQ (29)} \quad \text{Log} \left(\frac{N}{N_0} \right) = 6,3373 \cdot e^{-0,024 \cdot T}$$

$$r = 0,85$$

Onde: N = densidade de *E coli* efluente ao reator UV (NMP/100mL)

N_0 = densidade de *E coli* afluenta ao reator UV (NMP/100mL)

T = turbidez do meio líquido (cm-1)

r = coeficiente de correlação

Na determinação de parasitos presentes nos efluentes, a qual foi realizada pela quantificação dos ovos de helmintos, encontrou-se resultados como apresentados na Tabela - 17 e Tabela - 18, assim como no Gráfico - 67 e Gráfico - 68 a seguir:

Gráfico - 67 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da quantidade de ovos de helmintos do esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador e filtro de manta geotêxtil

Gráfico - 68 Diagrama Box-Whiskers: Valores de quantidade de ovos de Helminthos no esgoto bruto, efluentes dos reatores UASB, decantador e filtro de manta geotêxtil.

Os menores valores obtidos para ovos de helmintos foram zero (não detectados pelo método) para os quatro pontos amostrados. Os valores resultantes das medianas também foram zero, como mostra o Gráfico - 68. O valor médio obtido para a quantidade de ovos de helmintos, no esgoto bruto, foi igual a 0,14 ovo/L. Em apenas uma amostra neste ponto, o resultado foi de 0,55 ovo/L. Para o efluente dos reatores UASB e efluente do decantador lamelar, obteve-se o valor médio igual a 0,08 ovo/L. O efluente do filtro de manta geotêxtil apresentou a média de 0,07 ovo/L.

Observou-se que a maior parte dos ovos de helmintos foram retidos no decantador lamelar, sendo 43 %. Os resultados obtidos em geral neste experimento 2 apresentaram valores muito pequenos e similares, o que dificilmente possibilitaria apontar a capacidade de remoção de ovos de helmintos a partir do efluente do decantador e do filtro. Ainda assim, foram valores que atendem às orientações da OMS, da EPA e das sugestões do PROSAB, que exigem efluentes cujo valor de ovos de helmintos seja menor do que 1 ovo/L (BASTOS *et al.*, 2008).

5.1.3 Medição do acúmulo de sólidos suspensos totais no filtro de manta geotêxtil.

A unidade de filtração em manta geotêxtil não tecida para tratamento terciário do efluente dos reatores UASB foi operada com taxa de aplicação superficial de $10,11 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e dois filtros em paralelo com $2,55 \text{ m}^2$ de área cada. Esta taxa de aplicação foi invariável durante o período de medição. A avaliação do sistema se deu pela quantificação de sólidos em suspensão presentes no afluente e efluente.

Na Tabela - 19 estão apresentados os dados do ensaio de filtração. O sistema foi iniciado com a instalação de manta geotêxtil não tecida de densidade 130 g/m^2 , nova, com abertura de filtração de $160 \mu\text{m}$ e com vazão de bombeamento média de $52,24 \text{ m}^3/\text{d}$ durante 6 dias contínuos de funcionamento, totalizando 136 horas e 30 minutos.

Tabela - 19 Dados de medição do ensaio de capacidade de acumulação de sólidos no filtro de manta geotêxtil.

Período de medição	Vazão da bomba	Volume filtrado	Massa de sólidos aplicada	Lâmina d'água medida	SST Afluente	SST Efluente
horas	m^3/d	m^3	kg/m^2	cm	mg/L	mg/L
0,00				4,00		9,82
35,00	53,57	78,12	0,73	4,20	47,57	7,00
59,00	53,57	131,69	1,43	4,70	66,92	7,25
83,00	51,58	183,27	2,05	4,90	61,67	14,78
107,00	51,58	234,85	2,64	8,60	58,00	19,82
131,00	51,58	286,43	3,37	12,00	72,00	24,40
136,50	51,58	298,25	3,50	12,20	55,00	35,00

Gráfico - 69 Altura da lâmina líquida sobre o filtro de manta geotêxtil em relação a (a) massa de sólidos suspensos aplicada e (b) volume de efluente aplicado.

Gráfico - 70 Sólidos em suspensão totais efluente do filtro de manta geotêxtil em relação a massa de sólidos suspensos aplicada.

A partir do Gráfico - 69 foi possível observar que existiu duas taxas distintas de acréscimo de lâmina d'água sobre o filtro. Com o início da operação observou-se que até a filtração do volume de 183,27 m^3 a aplicação de sólidos foi de 2,06 kg/m^2 , assim determinou-se o aumento da lâmina d'água a uma taxa de 6 mm/kg/m^2 , quando a medida inicial da lâmina d'água sobre o filtro em operação em relação a sua condição de repouso, vazão igual à zero, foi de 4 cm e a medida final foi de 5,2 cm.

Após este ponto identificado filtrou-se mais 114,98 m³, totalizando 298,25 m³, de efluente dos reatores UASB alcançando a aplicação de sólidos de 3,50 kg/m² no filtro. A taxa de acréscimo de lâmina d'água sobre o filtro passou à ser igual à 47 mm/kg/m² a partir da primeira medição, isto representou 7,8 vezes o valor encontrado para o primeiro trecho da curva.

Observou-se a partir dos dados apresentados na Tabela - 19 e no Gráfico - 70 que até a aplicação de 1,43 kg/m² de sólidos no filtro a concentração de sólidos em suspensão do efluente do filtro foi inferior à 10 mg/L. A concentração de sólidos em suspensão totais do efluente filtrado foi de 7,25 mg/L. A partir desta massa de sólidos aplicada a concentração efluente apresentou aumento gradativo de 14,78 mg/L para o volume filtrado de 183,27 m³, seguido de 19,82 mg/L para 234,85 m³, 24,40 mg/L para 286,43 m³ até o final do ensaio com 35,0 mg/L para 298,25 m³.

5.1.4 Medição da intensidade de radiação no reator ultravioleta

A intensidade de radiação no reator ultravioleta foi avaliada por medição direta com radiômetro, distribuído uniformemente dentro do reator conforme apresentado nos Figura - 14 do item 4.2.3.1.1.

As medições foram feitas em duas etapas, com as 5 lâmpadas acesas, sendo a primeira no momento da instalação das lâmpadas no reator, consideradas lâmpadas novas, e a segunda após 12 meses de uso intermitente, com aproximadamente 480 horas de uso.

Figura - 26 Intensidade de radiação ao comprimento de onda 254 nm em mW/cm² com lâmpadas novas.

Os valores da primeira medição estão apresentados na Figura - 26 com valor máximo de 3,10 mW/cm², localizado no centro do reator ultravioleta, local de maior influência do conjunto de lâmpadas e do refletor. As menores medições ocorreram nos cantos do reator com valores iguais à 1,20; 1,24; 1,18 e 1,26 mW/cm², a média de todos os valores foi igual à 2,00 mW/cm².

Figura - 27 Intensidade de radiação ao comprimento de onda 254 nm em mW/cm² com lâmpadas usadas.

Os valores da segunda medição estão apresentados na Figura - 27, com valor máximo de 2,80 mW/cm², localizado no centro do reator ultravioleta, as menores

medições ocorreram nos cantos do reator com valores iguais à 1,12; 1,11; 0,71 e 0,89 mW/cm², a média de todos os valores foi igual à 1,79 mW/cm². O envelhecimento acarretou em perda média de 8,96% da intensidade.

Gráfico - 71 Distribuição em planta da média da Intensidade de radiação ao comprimento de onda 254 nm em mW/cm².

A média das duas medidas de intensidade de radiação teve o valor de 1,89 mW/cm². Este corresponde à intensidade de radiação, que chega à superfície do líquido considerando as perdas no ar. O Gráfico - 71 ilustram a distribuição espacial de intensidade de radiação no reator ultravioleta, em função de sua largura e comprimento.

5.1.4.1 Resultado agrônômicos

Foram realizados testes agrônômicos com a irrigação de cultura de laranja da raça Valência por Pereira (2009), que identificou que nesta aplicação, segundo critérios estabelecidos pela FAO *apud* Pereira (2009), o efluente foi classificado sem

nenhum risco de salinidade, fraco ou moderado risco para infiltração e sem risco de toxicidade para Na, Cl, B e NO_3^- . Foi realizada a identificação dos constituintes do efluente por especiação iônica onde se identificou que 80% dos macronutrientes analisados estavam na forma iônica livre, condição preferencial para absorção pelas plantas. Com a aplicação de 100% da ETc (evapotranspiração), a aplicação do efluente supriu 32% e 14% da necessidade de nitrogênio recomendado para folhas jovens com 1 e dois anos respectivamente. Para pomar adulto a adubação com efluente tratado pode contribuir, respectivamente com 68, 12 e 33% do N-P-K necessários anualmente.

Tabela - 20 Resultados das análises sobre o esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e lagoa facultativa 2.

Parâmetros	Unid	Esgoto Bruto				Efl. Lagoa anaeróbia				Lagoa facultativa 2			
		n	Média	D.P.	E.P.	n	Média	D.P.	E.P.	n	Média	D.P.	E.P.
pH	-	18	6,7	0,7	0,2	18	6,7	0,1	0,0	20	7,2	0,3	0,1
Alcalinidade	mg/L	13	238	90	25	13	335	57	16	13	278	29	8
DBO	mg/L	13	443	121	34	12	151	48	14	12	48	22	6
DQO	mg/L	19	869	279	64	18	332	110	26	21	207	79	17
SST	mg/L	17	371	110	27	16	114	19	5	22	117	37	8
SSV	mg/L	17	315	86	21	16	99	18	5	22	99	36	8
ST	mg/L	18	1.037	536	126	17	607	137	33	23	550	119	25
NKT	mg/L	11	69,2	22,5	6,8	12	72,8	13,4	3,9	12	51,1	8,6	2,5
N-NH ₄	mg/L	17	41,6	16,9	4,1	17	56,3	10,4	2,5	17	35,2	7,3	1,8
P-total	mg/L	5	8,4	0,4	0,2	5	8,0	0,4	0,2	11	6,8	0,6	0,2
P-solúvel	mg/L	13	3,5	1,7	0,5	13	3,5	1,5	0,4	20	1,4	0,8	0,2
Coliformes totais*	NMP/100mL	4	1,01x10 ⁸	4,50x10 ⁶	2,25x10 ⁶	4	2,04x10 ⁷	9,14x10 ⁶	4,57x10 ⁶	4	3,15x10 ⁶	6,10x10 ⁵	3,05x10 ⁵
<i>E-Coli</i> *	NMP/100mL	4	1,19x10 ⁷	1,17x10 ⁷	5,84x10 ⁶	4	4,16x10 ⁶	3,07x10 ⁶	1,54x10 ⁶	4	2,10x10 ⁵	4,19x10 ⁴	2,10x10 ⁴
Ovos de Helminthos	ovos/L	16	1,1	0,9	14,0					15	0,4	0,7	0,2

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E-coli* estão apresentados como média geométrica.

Os resultados obtidos do monitoramento da ETE estão apresentados na Tabela - 20 com seus valores médios, desvios padrão e erro padrão.

Gráfico - 73 Série temporal: pH do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Gráfico - 74 Série temporal: alcalinidade do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Os valores de pH do esgoto bruto resultaram no valor médio igual à 6,7, compreendidos entre 6,2 e 6,9. O efluente da lagoa anaeróbia teve valor médio de

6,7 e o efluente da lagoa facultativa o valor médio de 7,2. O efluente da lagoa facultativa apresentou um valor máximo de 7,9. Os resultados estão apresentados no Gráfico - 73

Observaram-se valores de alcalinidade no esgoto bruto entre 100 e 457mgCaCO₃/L no entanto com 50 % dos valores compreendidos entre 206 e 241mgCaCO₃/L. O valor médio foi de 238mgCaCO₃/L. No efluente da lagoa anaeróbia verificaram-se valores maiores compreendidos entre 280 e 481 mgCaCO₃/L com valor médio de 335 mgCaCO₃/L de alcalinidade, 90 % dos resultados obtidos apresentaram valores inferiores à 382mgCaCO₃/L. Os pontos dos valores de alcalinidade são apresentados no Gráfico - 74

Para o efluente da lagoa facultativa observou-se o valor médio de alcalinidade igual à 278 mgCaCO₃/L com seus resultados compreendidos em uma faixa de 235 e 328 mgCaCO₃/L.

Gráfico - 75 Série temporal: DBO do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Observou-se que a DBO do esgoto bruto apresentou resultados entre 255 e 618 mg/L, como apresentado no Gráfico - 75, e média de 443 mg/L, valor considerado alto, típico das estações de tratamento de esgoto de pequeno porte (JORDÃO, 2005). Com estes valores e com o conhecimento do volume da lagoa anaeróbia apresentado no item 4.3.2 a taxa de aplicação de carga orgânica

resultante, devido ao esgoto bruto, foi igual à 0,08 kgDBO/m³.d. A carga devido os despejos de caminhões limpa fossa e de chorume não foi quantificada nesta pesquisa.

O lodo despejado por caminhões limpa fossa, estudado por Borges (2009) em pesquisa realizada com a SANASA, apresentou valor da mediana de uma amostra igual a 702 mg/L de DBO e o valor máximo de 10.728 mg/L. O valor da mediana descrita por Borges (2009), levando em conta as condições do despejo de limpa-fossa, conforme descrito no item 4.3.1 desta pesquisa, implicaria em uma taxa de aplicação de carga orgânica de 9,78 gDBO/m³.d adicional a do esgoto bruto.

O chorume pode apresentar valores de DBO em faixa ampla em função da idade do aterro. Para aterros novos, pode-se encontrar este lixiviado com DBO entre 2.000 mg/L e 30.000 mg/L. Em aterros com mais de 10 anos de idade os valores chegam à ser inferiores à 200 e 100 mg/L como descreve Cintra et al (2002). Para as condições do aporte de chorume descritas no item 4.3.1, e a suposta concentração variando entre 100 mg/L e 30.000 mg/L, o acréscimo na taxa de aplicação de carga orgânica seria de 0,28 a 85,71 gDBO/m³.d. Os aportes adicionais ao esgoto bruto afluente da lagoa anaeróbia, em termos de matéria orgânica, são de certa forma benéficos a este processo biológico, uma vez que é recomendado a aplicação de carga orgânica com pelo menos 100 gDBO/m³.d para manter a lagoa totalmente em condições anaeróbica (JORDÃO, 2005).

O efluente da lagoa anaeróbia apresentou valor médio de DBO igual a 151mg/L, resultando em uma eficiência média de 65%, com valores da DBO compreendidos entre 51 e 211 mg/L. Desses valores, 50% ficaram entre 123 e 184mgL. Verificou-se, para a lagoa facultativa, o valor médio de DBO efluente igual a 48 mg/L; o valor mínimo foi um resultado de destaque de 19 mg/L, considerado bastante satisfatório para efluente de lagoas de estabilização; e o valor máximo foi de 109 mg/L (Gráfico - 75). A média das eficiências de remoção de DBO do efluente da lagoa anaeróbia pela lagoa facultativa chegou a 66 %. A estação obteve o resultado de 88 % de eficiência total de remoção de DBO.

Gráfico - 76 Série temporal: DQO do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Verificou-se o resultado de DQO do esgoto bruto com valores compreendidos entre 389 e 1570 mg/L, como apresentados no Gráfico - 76, com valor médio de 869 mg/L. 50% desses valores estiveram compreendidos entre 712 e 1040 mg/L. Os valores obtidos de DQO para o efluente da lagoa anaeróbia encontraram-se entre 89 e 472 mg/L com valor médio de 332 mg/L. A média das eficiências de remoção de DQO pela lagoa anaeróbia foi de 60%.

O efluente da lagoa facultativa apresentou valor médio de DQO de 207 mg/L; os valores máximo e mínimo alcançaram 46 e 388 mg/L. A eficiência da remoção de DQO do efluente da lagoa anaeróbia pela lagoa facultativa, apresentou média igual a 36 %. A estação obteve eficiência média de remoção de DQO igual a 74 %.

Gráfico - 77 Série temporal: sólidos em suspensão totais do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Gráfico - 78 Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão voláteis do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Gráfico - 79 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Verificou-se a concentração de sólidos em suspensão totais no esgoto bruto, com valor médio de 371 mg/L, cujos números ficaram compreendidos entre 216 e 608 mg/L, como apresentado no Gráfico - 77.

Observou-se, para o efluente da lagoa anaeróbia, a concentração de SST entre 84 e 156 mg/L; o valor médio, por sua vez, foi igual a mediana em 114 mg/L.

Para o efluente da lagoa facultativa, os valores de SST estiveram compreendidos entre 72 e 212 mg/L, tendo média de 117 mg/L. A média de SST no efluente da lagoa facultativa foi maior do que para a lagoa anaeróbia, mas com valores próximos. O acréscimo de SST nas lagoas facultativas deve estar associado à presença de algas no efluente. Ainda, a mediana dos valores para o efluente da lagoa facultativa foi de 106 mg/L.

Gráfico - 80 Diagrama Box-Whiskers: Valores de nitrogênio total Kjeldahl do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Gráfico - 81 Diagrama Box-Whiskers: Valores de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Os valores de NKT, apresentados no Gráfico - 80, no esgoto bruto nos efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa chegaram a resultados médios iguais a 69,2; 72,8 e 51,1 mg/L, respectivamente. O esgoto bruto apresentou resultados com maior dispersão: mínimo de 45,6 mg/L e máximo de 123,7 mg/L. Como a coleta da amostra ocorreu de forma aleatória, sempre no momento de operação do sistema piloto, houve coletas coincidentes com o despejo de chorume e

ou de despejos de fossas, como descritos no item 4.3.1. Nestas condições, os resultados de NKT do esgoto bruto apresentaram os valores mais elevados. Para o esgoto bruto, a variação da concentração de NKT se deu por acaso na coleta. Para o efluente da lagoa anaeróbia isso não ocorreu, devido à capacidade de equalização das vazões e cargas neste reator. Os valores de NKT efluente da lagoa anaeróbia resultaram na mediana de 73,9 mg/L, valor este, maior que o encontrado para o esgoto bruto de 67,2 mg/L.

Os valores de nitrogênio amoniacal, apresentados no Gráfico - 81, se comportaram da mesma forma que os resultados de NKT: no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia, o valor médio de N-NH_4^+ foi de 41,6 mg/L, com valor mínimo de 24,6 mg/L e máximo de 86,2 mg/L; a mediana resultou em 42,0 mg/L. Verificaram-se os valores no efluente da lagoa anaeróbia como média igual a 56,2 mg/L e mediana de 54,9 mg/L. Os valores máximo e mínimo foram de 37,8 mg/L e de 73,4 mg/L. A degradação anaeróbia do esgoto implica em produção de nitrogênio amoniacal, contudo, com os resultados de nitrogênio obtidos, apontou-se para a contribuição de nitrogênio afluente a lagoa anaeróbia pelos despejos adicionais de chorume e de esgotamento de fossas.

Foram verificadas, também, as concentrações de nitrogênio no efluente da lagoa facultativa, na qual os valores de nitrogênio amoniacal apresentaram média de 35,2 mg/L e mediana igual à 36,9 mg/L.

Os resultados demonstraram de forma clara a necessidade de um programa de caracterização envolvendo amostras compostas, principalmente no esgoto bruto.

Gráfico - 82 Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo total do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

Gráfico - 83 Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo solúvel do esgoto bruto, efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa

As análises de fósforo total foram realizados a partir de junho de 2009. A concentração de fósforo total no esgoto bruto alcançou valores compreendidos entre 8,0 e 9,0 mg/L, e mediana dos resultados igual a 8,3 mg/L, como apresentado no Gráfico - 82, valor bastante próximo da média encontrada, de 8,3 mg/L. O efluente da lagoa anaeróbia apresentou valor da mediana de 7,9 mg/L, muito próxima da média observada, de 8,0 mg/L. No efluente da lagoa facultativa, notaram-se valores compreendidos entre 5,8 e 7,7 mg/L, e valor médio de 6,7 mg/L.

A não remoção de fósforo de seu afluente é uma característica das lagoas de estabilização. O que prevalece neste tratamento é a transformação da forma disponível. Entretanto, como o tratamento em lagoa anaeróbia acontece em baixas taxas de aplicação hidráulica, parte da quantidade de fósforo aí aportada é removida, juntamente com o material sedimentado. Para a fração solúvel de fósforo, o valor médio presente no esgoto bruto foi de 3,5 mg/L, e o valor médio no efluente da lagoa anaeróbia foi de 3,5 mg/L. A média obtida de fósforo solúvel para o efluente da lagoa facultativa ficou em 1,4 mg/L.

A lagoa facultativa apresentou eficiência de 14,6 % na remoção de fósforo total, e de 59,9 % para fósforo solúvel presentes no efluente da lagoa anaeróbia. Nesta etapa do tratamento, parte do fósforo disponível é incorporada pelos microrganismos. O sistema como um todo apresentou eficiência de remoção de fósforo do esgoto bruto igual a 17,82%, como fósforo total, e 57,20% como fósforo solúvel.

5.2.2 Resultados operacionais do sistema em escala piloto

O sistema em escala piloto operou com vazão de 6 m³/h nas duas unidades de filtração com taxa de aplicação superficial de 570 m³/m².d. A vazão média no tanque de contato de cloro (TCC) foi de 1,03 L/s (3,72 m³/h), como valores apresentados no Gráfico - 84, e o tempo de contato médio foi de 48 minutos.

Gráfico - 84 Série temporal: Vazão do tanque de contato de cloro

A Tabela - 21 apresenta os valores obtidos para as médias, desvio-padrão e erro-padrão dos resultados do efluente do filtro de areia e do tanque de contato de cloro.

Tabela - 21 Resultados das análises no efluente do filtro de areia e do tanque de contato de cloro (TCC).

Parâmetros	Unid	Efl. Filtro de areia				Efl. TCC			
		n	Média	D.P.	E.P.	n	Média	D.P.	E.P.
pH	-	20	7,1	0,2	0,0	20	7,3	0,2	0,0
Alcalinidade	mg/L	13	276	37	10	13	279	37	10
DBO	mg/L	10	42	12	4	10	39	11	3
DQO	mg/L	12	184	52	15	12	158	56	16
SST	mg/L	17	87	26	6	25	62	24	5
SSV	mg/L	17	72	21	5	25	55	19	4
ST	mg/L	24	543	89	18	23	532	113	24
NKT	mg/L	9	56,4	12,4	4,1	10	49,8	7,6	2,4
N-NH ₄	mg/L	10	37,0	7,6	2,4	10	35,2	8,1	2,6
P-total	mg/L	11	7,6	0,6	0,2	11	6,8	0,5	0,1
P-solúvel	mg/L	16	1,6	1,0	0,3	17	2,5	0,7	0,2
Coliformes totais*	NMP/ 100mL	26	1,44x10 ⁵	1,10x10 ⁶	2,16x10 ⁵	26	1,71x10 ²	3,61x10 ⁴	7,08x10 ³
<i>E-Coli</i> *	NMP/ 100mL	24	1,43x10 ⁴	6,31x10 ⁴	1,29x10 ⁴	24	1,83x10 ¹	4,19x10 ³	8,55x10 ²
Ovos de Helmintos	ovos/L	15	0,2	0,5	0,1				

*As médias dos resultados de coliformes totais e de *E-coli* estão apresentados como média geométrica.

Os longos tempos de detenção hidráulicos do TCC e a elevada concentração de sólidos em suspensão no afluente ocasionaram o evento de remoção de sólidos adicionais do efluente do filtro de areia pelo próprio TCC, como observado com os valores médios de SST na Tabela - 21.

Gráfico - 85 Série temporal: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Gráfico - 86 Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão totais dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

O filtro de areia proporcionou a redução da concentração de sólidos em suspensão totais do efluente da lagoa facultativa em média 32 %. O valor médio obtido para o efluente do filtro de areia foi de 87 mg/L de SST. Esta concentração foi considerada elevada para a aplicação de agente desinfectante, uma vez que este

não é seletivo. Com isto, parte do produto aplicado é consumido pela reação com os sólidos presentes no líquido.

O efluente do TCC apresentou valor médio de SST igual a 62 mg/L, isto é, 29% inferior ao seu afluente. Para a irrigação da cultura à sua jusante constituída de gotejadores sub-superficiais, a condição foi considerada favorável em relação à concentração de afluente do TCC.

Gráfico - 87 Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos em suspensão voláteis dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Gráfico - 88 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% da relação SSV / SST dos efluentes da lagoa facultativa e do filtro de areia

Verificou-se a concentração de SSV no efluente do filtro de areia, apresentando valor médio de 72 mg/L. No efluente do TCC, a média ficou em 55 mg/L, conforme mostra a Tabela - 21. O filtro de areia obteve eficiência de remoção de SSV de 30 %. No TCC ocorreu a remoção de 20 % de SST.

A relação SSV / SST no efluente da lagoa facultativa apresentou o valor de 0,84; para o efluente do filtro de areia, o valor foi de 0,85, como apresentado no Gráfico - 88. O efluente de TCC apresentou relação SSV / SST de 0,91.

Gráfico - 89 Diagrama Box-Whiskers: Valores de sólidos totais dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

O filtro de areia apresentou a média das eficiências de remoção de sólidos totais igual a 3 %, com concentração de sólidos totais efluente de 545 mg/L. Foram retidos 11 mg/L de ST no filtro, este resultado não foi coerente em um balanço de sólidos considerando que a fração em suspensão retida pelo filtro apresentou valor médio igual a 25 mg/L. O efluente do TCC apresentou valor médio de ST igual a 533 mg/L. A existência desta diferença apontada deve estar relacionada aos métodos de coleta, dos ensaios analíticos e suas prováveis variações nos resultados.

Gráfico - 90 Diagrama Box-Whiskers: Valores de DBO dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Foram observadas as concentrações de DBO afluente e efluente do filtro de areia, as quais apresentaram valores médios de 48mg/L e de 42 mg/L, respectivamente. A DBO afluente apresentou um valor máximo isolado de 109 mg/L, porém, não representou destaque nesta medida, uma vez que a mediana dos valores de DBO ficou em 47 mg/L, próximo de sua média. O efluente do TCC apresentou valor médio de 39 mg/L.

Gráfico - 91 Diagrama Box-Whiskers: Valores de DQO dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Verificaram-se os valores de DQO afluente e efluente ao filtro de areia, os quais apresentaram valor médio de 207 e 184 mg/L, respectivamente. A DQO afluente apresentou valores entre 46 e 388 mg/L. Entretanto, 50% destes valores estiveram compreendidos entre 157 e 238 mg/L. O filtro de areia apresentou eficiência de 16 % de remoção de DQO. O efluente do TCC apresentou média de DQO igual a 158 mg/L, com média de remoção de 15 % de DQO do efluente do filtro de areia. No filtro de areia, a remoção de DQO deve estar associada à fração particulada nele retido e, no TCC, parte da DQO removida deve ser associada aos sólidos sedimentados e parte à oxidação química do efluente pelo agente desinfectante.

Gráfico - 92 Diagrama Box-Whiskers: Valores de NKT dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Gráfico - 93 Diagrama Box-Whiskers: Valores de N-NH₄ dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Os ensaios de nitrogênio total, como NKT, proporcionaram valores médios praticamente constantes ao longo do sistema filtro-TCC, com média afluyente ao filtro de areia igual a 51,1 mg/L, e efluente igual a 56,4 mg/L. O resultado médio efluente maior que o afluyente ocorreu devido a duas amostras em que estes resultados coincidem com valores altos de sólidos suspensos no efluente do filtro. Para o efluente do TCC, verificou-se a concentração de NKT efluente com valor médio de 49,8 mg/L, com valores compreendidos entre 37,8 mg/L e 62,1 mg/L.

A amônia esteve presente no afluyente do filtro de areia, com uma concentração média igual a 35,2 mg/L, e no seu efluente igual a 37,0 mg/L. No efluente do TCC, sua concentração apresentou valor médio de 35,2 mg/L. Não verificou-se a diminuição da concentração de amônia no TCC como esperado, devido à adição de cloro e a eventual reação de formação de cloraminas. Isto deve ocorrer de forma escalonada, de acordo com o pH do meio, prevalecendo a formação de monoclорaminas em meios com o pH entre 7 e 11; a formação de dicloraminas em pH entre 4,4 e 7 e a formação de tricloraminas em pH menores que 4,4 (WATTS, 1985; DI BERNARDO, 1993 *apud* GONÇALVES, 2003).

Gráfico - 94 Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo total dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Gráfico - 95 Diagrama Box-Whiskers: Valores de fósforo solúvel dos efluentes da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro

Foram verificadas as concentrações de fósforo total, com o resultado médio do efluente do filtro de areia igual a 7,6 mg/L, maior 12,4 % em relação ao seu afluente, no qual foi verificado 6,8 mg/L. Houve um valor máximo de 9,4 mg/L, mas de forma isolada dos demais resultados. A mediana dos resultados obtidos para este ponto foi de 7,5 mg/L. O efluente do TCC apresentou valor médio dos resultados

igual a 6,7 mg/L. A menor concentração efluente do TCC deve estar relacionada à sedimentação de sólidos ocorrida no tanque.

A fração solúvel apresentou o valor médio efluente ao filtro de areia igual a 1,6 mg/L, número maior que a concentração afluenta, que teve média de 1,4 mg/L, como ocorrido para o parâmetro fósforo total. Já o efluente do TCC apresentou o valor médio de 2,5 mg/L, representando 60 % de acréscimo ao valor da fração solúvel ao longo do TCC. O acréscimo de fósforo solúvel deve estar associado à oxidação da matéria orgânica presente no efluente pelo agente desinfectante.

5.2.3 Resultados dos ensaios de desinfecção com cloro

Os ensaios de desinfecção foram controlados pela variação gradativa decrescente de aplicação de cloro no efluente do filtro de areia e pelo tempo de contato obtido em função da vazão de bombeamento necessária para o sistema de irrigação com a respectiva quantificação de coliformes. Mediu-se também a quantidade de ovos de helmintos removidos pelo equipamento de filtração. O Gráfico - 96 apresenta a dose de cloro aplicada ao longo do período de pesquisa do subprojeto 2.

Gráfico - 96 Dose de cloro aplicada ao longo do período da pesquisa

A aplicação de cloro teve três grupos de dosagens: entre os dias 1 e 162, a média da dose de cloro foi igual a 11,7 mg/L, com valor máximo de 17,3 e mínimo de 8,3 mg/L. Entre os dias 183 e 478, a média da dose de cloro aplicada foi igual a 6,2 mg/L, com valor máximo de 10,6 e valor mínimo de 4,2 mg/L. E entre os dias 715 ao 806, a média da dose de cloro aplicada foi igual a 2,9 mg/L, com valor máximo de 4,5 e valor mínimo de 2,0 mg/L,

Gráfico - 97 Cloro residual livre e combinado remanescente no efluente do TCC

Com a variação da dosagem de cloro, foi possível verificar a concentração de cloro residual efluente ao TCC como apresentado no Gráfico - 97. Verificou-se que, de modo quase inevitável, com a maior dose de cloro a concentração de cloro residual tornou-se maior. No entanto, os resultados apresentaram situações com pequenas concentrações de cloro residual em grandes dosagens. Dificilmente poder-se-ia verificar, a partir dos dados obtidos, a dosagem ao “break point”. Para a concentração elevada de amônia no efluente, a concentração de cloro para atingir o “break point” seria muito superior à 20 mg/L. Interessante observar a co-existência de cloro residual livre e combinado. A presença de até 1,4 mg/L de cloro residual livre pode representar potencial para a formação de THM.

As pequenas quantidades de cloro residual encontrada no efluente, mesmo com as dosagens maiores, devem estar relacionadas com a grande quantidade de SST presente no efluente que demanda parte do cloro aplicado (PIVELI, 2005).

Gráfico - 98 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de coliformes totais do esgoto bruto, dos efluentes da lagoa anaeróbia, da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro.

Gráfico - 99 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de *E. coli* do esgoto bruto, dos efluentes da lagoa anaeróbia, da lagoa facultativa, do filtro de areia e do tanque de contato de cloro.

Gráfico - 100 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de coliformes totais no efluente do tanque de contato de cloro nos três grupos de dosagens

Gráfico - 101 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de *E coli* no efluente do tanque de contato de cloro nos três grupos de dosagens

Verificaram-se a densidade de coliformes totais e de *E coli*, como apresentados no Gráfico - 98 e no Gráfico - 99, no esgoto bruto com médias geométricas de $1,01 \times 10^8$ e $1,19 \times 10^7$ NMP/100mL, respectivamente. Os valores encontrados no efluente da lagoa anaeróbia foram de $2,04 \times 10^7$ e de $4,16 \times 10^6$ NMP/100mL, respectivamente, e para a lagoa facultativa, de $3,15 \times 10^6$ e de $2,20 \times 10^5$ NMP/100mL, respectivamente. As lagoas alcançaram a remoção de 2 log tanto de

coliformes totais como de *E coli*. O efluente do filtro de areia apresentou média geométrica de $1,44 \times 10^5$ NMP/100mL de coliformes totais e $1,43 \times 10^4$ NMP/100 mL de *E coli*. Estes resultados podem ser associados à remoção da fração em suspensão do efluente. Nos resultados apresentados até aqui, os valores das médias geométricas encontraram-se próximos das medianas, indicando uma boa representatividade dos resultados. No efluente do tanque e contato de cloro, a média geométrica da densidade de coliformes totais foi igual $1,71 \times 10^2$ NMP/100mL e a mediana dos valores de $8,35 \times 10^2$ NMP/100mL, quase cinco vezes. No entanto existiu a variação da dosagem de cloro em três grupos e foi, assim, possível analisá-los separadamente como apresentados no Gráfico - 100 e Gráfico - 101.

Gráfico - 102 Média e limites ao intervalo de confiança de 95% do log de N/N0 de *E coli* para os três grupos de dosagens de cloro

Em análise separada dos grupos de dose de cloro aplicada no efluente do filtro de areia, sendo o primeiro com média de 11,7 mg/L, verificou-se, nesta situação, que quase todas amostras apresentaram resultados não detectados pelo método, considerado nesta pesquisa como zero, para os coliformes totais. Encontraram-se duas amostras, de um total de 12, com valores diferentes e próximos de $1,01 \times 10^4$ NMP/100mL. Para *E coli*, todos resultados foram não detectados. Para o grupo com dosagem média de 6,2 mg/L de cloro, 50% dos 14 resultados sobre coliformes totais foram zero, 25% foram maior ou igual à

$9,8 \times 10^2$ NMP/100mL, e o valor máximo foi de $1,01 \times 10^4$ NMP/100mL. Ainda, para esta dosagem, obtiveram-se os resultados para *E coli* com a média geométrica e a mediana tendendo à zero, $1,01 \times 10^1$ NMP/100mL, e um único valor, de 10 amostras, maior que os 200 microrganismos por 100 mL recomendados pela USEPA (2004), sendo $3,60 \times 10^2$ NMP/100mL.

Com a aplicação da dosagem média de 2,9 mg/L de cloro o comportamento do efluente do TCC alterou significativamente, verificou-se a média geométrica de coliformes totais igual à $8,47 \times 10^2$ NMP/100mL e sua mediana igual à $1,21 \times 10^4$ NMP/100mL. 25% dos resultados foram considerado zero, não detectados pelo método. Para *E coli* encontrou-se $1,13 \times 10^2$ e $1,17 \times 10^3$ NMP/100mL para a média geométrica e a mediana, respectivamente.

A média de log de N/No de *E coli* foi 3,7 de para a dose média de 11,7 mg/L de cloro. Foi de 3,3 para a dose média de 6,2 mg/L e de 1,6 para a dose de 2,9 mg/L, como apresentado no Gráfico - 102.

Gráfico - 103 Log N/No de *E coli* em relação à dosagem de cloro

Foram realizados testes de parasitos, como contagens de ovos de helmintos presentes no esgoto bruto, no efluente da lagoa anaeróbia e no efluente do sistema de pós-tratamento. Verificou-se uma uniformidade nos dados obtidos e

apresentados na Tabela - 20, Tabela - 21 e no Gráfico - 104, no entanto não foram nestes apresentados dois valores, sendo um no efluente da lagoa facultativa e o outro no efluente da lagoa anaeróbia, ambos na mesma data de coleta, 13/02/2008, com grandezas destoantes das demais, iguais à 51,5 e 54,3 ovo/L. Para esta situação destacada entende-se que o filtro de areia não tem capacidade de retenção de ovos de helmintos conforme valores similares para os dois pontos, afluente e efluente do filtro. Cutolo (2011) descreve que se trata de evento específico devido dia chuvoso coincidindo com o momento da coleta e operação do sistema de pós-tratamento.

Gráfico - 104 Diagrama Box-Whiskers: Densidade de ovos de Helmintos no esgoto bruto, efluente da lagoa facultativa e efluente do tanque de contato de cloro.

Os valores observados são pequenos e dificilmente seria possível afirmar que o filtro de areia teve papel importante na remoção de ovos de helmintos. No entanto os dados mostram que 64% dos ovos de helmintos do esgoto bruto foram retidos no sistema de lagoas e que 55% dos remanescentes da lagoa facultativas foram retido no sistema filtro-TCC. O efluente da lagoa facultativa apresentou meda de 1,1 ovo/L e mediana igual à 0,9 ovo/L, o efluente do filtro de areia obteve apenas um resultado superior à 1 ovo/L, sendo 1,5 ovo/L, como recomendado pela Organização Mundial da Saúde e sugerido pelo PROSAB (BASTOS et al., 2008).

5.2.4 Avaliação da formação de THMs

Foram avaliadas as formações de THMs, no efluente da lagoa facultativa, devido a desinfecção com 7 diferentes doses de cloro, estas variando de 2,5 à 20 mg/L do cloro. Os resultados estão apresentados no Gráfico - 105 para as duas condições de inibição da ação do agente desinfectante nas amostras, sendo a primeira imediatamente após os tempo de contato e a segunda após 24h.

Gráfico - 105 Valores de THMs em relação às dosagens de cloro

Observou-se uma pequena quantidade de THM formada nas dosagens de cloro aplicadas assim como nas duas condições de descloração. Para a dose de 2,5 mg/L de cloro os teste não identificaram THMs, para a dose de 5,0 mg/L de cloro verificou-se 1,0 µg/L de THM na amostra que sofreu inibição imediata da ação do cloro.

Para as dosagens de 7,5; 10,0 e 12,5 mg/L de cloro, os resultados foram iguais à 1,0 µg/L de THM tanto para as amostras descloradas imediatamente ao tempo de contato quanto para as amostras descloradas após 24 horas. Com a dose de 15,0 mg/L verificou-se 2,0 e 1,0 µg/L de THM nas amostras do efluente desclorado imediatamente e após 24 horas, respectivamente. Para a maior dose de

cloro aplicada, de 20,0 mg/L, os resultados foram iguais à 3,0 µg/L de THM nas duas condições de inibição da ação do cloro.

O efluente utilizado apresentou concentração média de nitrogênio amoniacal de 35,2 mg/L e de pH igual à 7,2. Léo (2008) encontrou a concentração média de THM de 16 µg/L em efluente desinfetado com 8 mg/L de cloro livre e não desclorado. Para um efluente desclorado e mesma dosagem de cloro, obteve a concentração de 8 µg/L de THM. Obteve, também, as concentrações de 15 e 13 µg/L quando aplicou a dose de 12 mg/L de cloro, sem e com descloração, respectivamente. Seus testes foram realizados em efluente de lagoa facultativa com pH entre 7,8 e 8,0, e concentração média de nitrogênio amoniacal de 28 mg/L. Pianowski e Janissek (2003) avaliaram a formação de THMs em efluente de Ralf seguido de filtro biológico anaeróbio, com a concentração de nitrogênio amoniacal de 60 mg/L e pH no entorno de 7,3, e obtiveram as concentrações de 16,8, 48,8 e 97,1 µg/L de clorofórmio, este parâmetro representou quase a totalidade das frações de THMs medidos, para as dosagens de 4, 8 e 12 mg/L de cloro, respectivamente. No entanto, quando se aumentou a dosagem para 16, 20 e 30 mg/L de cloro, os resultados extrapolaram a partir de 388,3 µg/L de clorofórmio, devendo estes resultados serem tratados pontualmente.

Os resultados com baixas concentrações de THMs obtidos podem estar associados com a grande quantidade de SST presente no efluente, da ordem de 200 mg/L, no qual demanda parte do cloro aplicado (PIVELI, 2005) e a conseqüente pequena disponibilidade de cloro residual livre.

5.2.5 Ensaio hidrodinâmico do tanque de contato de cloro

A aplicação de traçador Rodamine WT foi realizada no TCC na forma de pulso, foram introduzidos 10 mL de solução rodamine. As coletas e leituras foram realizadas à cada 10 minutos resultando nos dados apresentados no Gráfico - 106.

Gráfico - 106 Traçador Rodmine WT no TCC – a) concentração; b) massa

Conforme equacionamento proposto por Levenspiel (RUGGERI JUNIOR, 2011) a curva obtida neste ensaio apresenta grande dispersão indicando este tipo de fluxo no TCC. De alguma forma, o resultado aponta existir um curto circuito que o leva a se comportar como reator de mistura completa. Para a real identificação do fluxo no tanque de contato sugere-se a avaliação por maior período, até a quase totalização da quantidade de traçador aplicado, e a realização das medições em menor espaço de tempo para que se possa equacionar o tempo real de residência do líquido e o volume ativo do TCC como proposto por Fogler *apud* Ruggeri Junior (2011).

5.2.6 Resultados agronômicos

Em pesquisa realizada com o efluente tratado da ETE CECAP, Deon (2010) o caracterizou e classificou com baixa a moderada restrição ao uso agrônomo quanto ao prejuízo à capacidade de infiltração de água no solo (PESCOD *apud* DEON, 2010), assim como não foi apresentado restrições quanto à toxicidade por B, Cl e Na. Foi possível afirmar que o efluente apresentou forte potencial de nutrientes a cultura de cana de açúcar, principalmente para N, Ca e S, precisando de complementação mineral de P, K e Mg. Ainda assim existiu o ganho em relação à estes últimos uma vez que parcialmente os elementos foram supridos implicando em economia na adubação química.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Sistema de Reatores UASB

Os reatores UASB, quando operados com o recebimento de excesso de lodo ativado, resultaram em efluentes com elevadas concentrações de sólidos em suspensão. O pós-tratamento por filtração em alta taxa apresentou boa eficiência de remoção, no entanto a concentração de SST no efluente do filtro resultou ainda elevada, dificultando a obtenção de bons resultados na desinfecção por radiação ultravioleta. Nestas condições operacionais, as densidades de *E. coli* no efluente final não resultaram abaixo dos níveis desejados para o uso agronômico seguro. Com relação à densidade de ovos viáveis de helmintos, tal tratamento complementar possibilitou o enquadramento do efluente para uso agronômico mas, ainda assim, em algumas oportunidades o padrão não pôde ser alcançado.

Quando os reatores UASB apresentaram melhores condições operacionais, sem receber excesso de lodo ativado e com as descargas programadas de lodo em excesso, o pós-tratamento composto de decantador de alta taxa e filtro de manta geotêxtil demonstrou-se eficiente para a remoção de sólidos presentes no efluente. Embora a decantação lamelar tenha sido importante para conter situações de pico de perda de sólidos, níveis muito baixos de SST no efluente final foram conseguidos apenas após a filtração em manta geotêxtil. Por consequência, a desinfecção UV pôde ser conseguida de forma eficiente, sob dosagens normais de aplicação de radiação. As densidades de *E.coli* demonstraram-se variáveis, porém dentro de limites que garantem a prática agronômica. As barreiras físicas adicionais, sedimentação e filtração, garantiram boa proteção com relação à presença de ovos de helmintos mas, ainda assim, o padrão para uso agronômico foi ultrapassado em algumas oportunidades. Foi possível avaliar a evolução da perda de carga no filtro, informação importante para a avaliação de sua viabilidade. Foi possível também identificar as quantidades de macro e micronutrientes que podem ser ofertados às plantações mediante o emprego deste tipo de efluente tratado.

Sistema de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização disponibilizaram efluente rico em nutrientes de interesse agrícola e com grande concentração de sólidos suspensos, que foi o centro de atenção para o sistema de pós-tratamento. O filtro de areia, operado com alta taxa de aplicação hidráulica, resultou em baixa eficiência de remoção dos sólidos presentes no afluente, mas proporcionou a redução de cerca de uma unidade logarítmica de *E coli*.

A desinfecção por cloração resultou satisfatória na remoção de coliformes com dosagens a partir de 6,2 mg/L de cloro, mas sem garantir uso agrônômico irrestrito. Para a dosagem média de 11,7 mg/L de cloro, obteve-se inativação praticamente completa o tempo todo. O sistema de filtração apresentou efeito adicional na contenção de parasitos intestinais, mas a maior parcela destes foi removida nas lagoas anaeróbia e facultativa.

Durante a cloração do efluente da lagoa facultativa, observou-se incremento na concentração de fósforo solúvel, podendo-se inferir que ocorreu efeito de lise das células algais. Por outro lado, a aplicação de cloro no efluente da lagoa facultativa, mesmo em dosagens elevadas, não implicou na formação significativa de THMs,

Recomendações:

Avaliação do filtro de areia pressurizado de alta taxa com diferentes efluentes;

Avaliação de outro tipo de manta geotêxtil (não tecida);

Aumento de escala para avaliação da operação de limpeza do filtro de manta geotêxtil;

Variação das taxas de aplicação no decantador lamelar e no filtro de manta geotêxtil;

Verificar a formação de ácidos haloacéticos nos efluentes clorados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários, NBR-12209. Texto em revisão - Setembro/ 2009.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação, NBR-13969. Outubro/ 1997.

AWWA-APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA. 2005

BASTOS et al. Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil - Utilização de esgotos sanitários tratados para fins agrícolas, urbanos e pisciculturais. Revista DAE, n 177, p 50, 2008.

BASTOS et al, Utilização de esgoto tratado em fertirrigação, hidroponia e psicultura. PROSAB, Rede Cooperativa de Pesquisas, Edital 3. 1ª Ed. 267p, 2003.

BORGES, N. B.. Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques septicos. Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, Dissertação, 128 p. 2009.

CAMPOS, J. R. (Org.) . Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro - RJ: ABES-FINEP 435 p. , 1999.

CAIRNCROSS, S.; Feachem, R. Environmental health engineering in the tropics: an introductory text. 2nd ed, Wiley 320 pg, 1993.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Volume 5 - Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: DESA UFMG, v. 5. 245 p. 1997.

COLETTI, F. J. Inativação de microrganismos indicadores presentes em efluentes secundários de esgoto sanitário com radiação ultravioleta. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Tese, 239 p. 2003.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. 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. Resolução CONAMA 20 de 18/06/1986.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. 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. Resolução CONAMA 357 de 17/03/2005.

CUTOLO, S., A, MATTÉ, M., H., ROCHA, A., A. Monitoring of parasitological contamination in treated wastewater from activated sludge system. Management of Environmental Quality: An International Journal, 17 (1), 43-56. 2006.

CUTOLO, S., A, et al. Parasitological Risk assessment from wastewater reuse for disposal in soil in developing countries. Water Science & Technology: In Press 65.8, p. 1357-1367, 2012.

DANIEL, L. A. ; CAMPOS, J. R. Desinfecção de Esgotos Sanitários com Utilização de Radiação Ultravioleta. Revista DAE, São Paulo - SP, v. 45, n. 140, p. 101-108, 1985.

DANIEL, L. A. et al. Processos de Desinfecção e Desinfetantes alternativos na Produção de Água Potável. PROSAB –Rede Cooperativa de Pesquisas, 1ª. Ed. 139 p, 2001.

DANIEL, L. A. Desinfecção de Esgotos com Radiação Ultravioleta: fotoreativação e obtenção de parâmetros cinéticos. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Tese, 164p, 1993.

DEON, M. D. Reciclagem de água e nutrientes pela irrigação da cana-de-açúcar com efluente de estação de tratamento de esgoto. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, da Universidade de São Paulo, Tese, 88 p. 2010.

GOMES, T. M. *et al.* Aporte de nutrientes e estado nutricional da cana de açúcar irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com e sem desinfecção. Revista DAE, n 180, p 10, 2009.

GONÇALVES, R. F. et at. Desinfecção de Efluentes Sanitários. PROSAB - Rede Cooperativa de Pesquisas. 1ª Ed, 438 p. 2003.

JAGO, P. H. Review of filtration techniques for tertiary treatment of sewage effluents. WCR-Water Research Centre – UK. Technical Reports. TR 64. 1977.

JORDAO, E. P. ; PESSOA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora v. 1. 906 p. , 2005.

JORDÃO, E. P. ; VOLSCHAN JUNIOR, I. ; ALEM SOBRINHO, P. . Secondary WWTP Preceded by UASB Reactors - an Excellent Brazilian Experience. Water Practice & Technology, v. 4, p. 10.2166, 2009.

LEAL, R. M. P. Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado em propriedades químicas de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. 2007. 107p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – ESALQ/USP, Piracicaba, 2007.

LÉO, L. F. R. Investigação da Toxicidade, Tratabilidade e Formação de Subprodutos Tóxicos em Efluentes Clorados de Lagoas de Estabilização com e sem Pós-Tratamento. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Tese, 160 p. 2008.

LOGE, F.J. et al. Ultraviolet disinfection of secondary wastewater effluent: Prediction of performance and design. Water Environmental Research, v.68, n 5, p 900. 1996

MIDDELBROOKS, E.J. Upgrading pond effluents: an overview. Water Science and Technology, Vol. 31, No 12, pp. 353-368, 1995.

OLIVEIRA, F. L. ; ALEM SOBRINHO, P. Estudo da Desinfecção com Cloro Gás e Radiação UV de Efluentes Nitrificados e Não Nitrificados de Sistemas de Lodos Ativados. Produção de Trihalometanos. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales, Investigación, Desarrollo y Práctica, v. 1, p. 1, 2007.

OLIVEIRA, F.L. Estudo comparativo da desinfecção com cloro gás e radiação ultravioleta de efluentes de processos de lodos ativados nitrificados e não nitrificados. Dissertação Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica, USP. 2005.

OLIVEIRA, F.F., GONÇALVES, R.F. Principais tecnologias empregadas no polimento de efluentes de lagoas de estabilização. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Trabalhos técnicos. 1999.

OLIVEIRA, S.C., VON SPERLING, M. Performance Evaluation of wastewater treatment Technologies operating in developing country. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development. P.37-56, v 01.1, accepted in revised form 17 January 2011.

PEREIRA, B. F. F. Alterações químicas no sistema solo-planta irrigado com efluente tratado no cultivo dos citrus. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, da Universidade de São Paulo. Tese, 163 p, 2009.

PIAOWSKI, E.H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. Curitiba: SANARE – Revista Técnica da SANEPAR v. 20, n. 20, p. 7-16. 2003.

PIVELI, R., P., GUNTHER, W.,M.,R. , MATTÉ, G.,R., RAZZOLINI, M.,T., CUTOLO, S.A., ROCHA, S.,M., PETERNELLA, F.,A.,S, DÓRIA, M.,C., MATTÉ, M.H.. Sanitation Assessment of Treated Wastewater by stabilization Ponds with Potential Reuse in Agricultural Irrigation. Water Environment Research, (80): 205-211, 2008.

REBHUN, M. Formation of disinfection byproducts during chlorination of secondary effluent and renovate water. WER – Water Environment Research. Vol. 69, Number 6, p 1154 – 1162. September/October, 1997.

PIVELI, R. P. ; KATO, M. T. Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos. 01. ed. São Paulo/SP: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental v. 01. 285 p. , 2005.

RUGGERI JUNIOR, H., C. Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa visando à remoção de nitrogênio amoniacal. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Tese, ed.rev, 364 p. 2011.

SANTOS, H. R. Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário. Eng. Sanit. Ambient. vol.9 no.4 Rio de Janeiro RJ. 2004.

SANTOS, J. G. Análise parasitológica em esgotos tratados utilizados na agricultura. Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Dissertação. 118p. 2010.

SEGHEZZO, L. Anaerobic Treatment of domestic wastewater in subtropical regions. Wageningen University, Netherlands, Thesis. 2004.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. Wastewater Engineering Treatment and Reuse / Metcalf & Eddy Inc. 4th ed. / revised. NEW YORK, NY 1927p. , 2003.

TSUTIYA, M. T. uso Agrícola dos efluentes das lagoas de estabilização do Estado de São Paulo. 2001. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Trabalhos técnicos.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidelines for water reuse. 2º ed. Washington DC: USEPA (Report N° EPA/625/R-04/108). Disponível em: www.epa.gov/ord/NRMRL/pubs/625r04108/625r04108.pdf, 2004.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Wastewater filtration, Design Consideration. Technology Transfer. 1974.

VON SPERLING, M. . Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. BELO HORIZONTE: DESA-UFMG v. 1. 243 p. , 1996.

VON SPERLING, M. . Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 3. Lagoas de estabilização. 2. ed. BELO HORIZONTE: DESA-UFMG v. 1. 196 p. , 1986.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. HEALTH. Guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva (technical report Series, 778). 1989.

WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Wastewater disinfection: manual of practice. 299p. 1996.

YAO, K. M. Theorical Study of High-Rate Sedimentation. JWPCF – Journal Water Pollution Control Federation. Vol. 42, Numer 2, Part 1, p. 218 – 228, February, 1970

8 ANEXOS

8.1 Dados operacionais do sub-projeto 1 – experimento 1:

	ETE	Reator U.V.	pH			Alcalinidade			DBO			DQO			ST		
Datas de coletas	Esgoto bruto	Efl. UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV
	L/s	L/s				mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
02/02/08	245	0,59	6,50	7,00	7,10												
26/03/08	210	0,59	6,69	6,83	7,00							509	250	59	508,00	390,00	
14/05/08	187	0,59	6,55	6,58	6,60	163	170	62	198	38	32				550,00	390,00	328,00
28/05/08	225	0,59	6,76	6,64	6,55	164	184	165	151	32	33	329	153	76	490,00	400,00	371,00
11/06/08		0,59															
25/06/08		0,59															
09/07/08	198	0,59	6,46	6,68	6,81	138	146	144	172	29	33	411	144	82	560,00	390,00	384,00
16/07/08	189	0,59	6,58	6,88	7,06	125	180	165	188	65	41	432	232	89	530,00	450,00	430,00
30/07/08	213	0,59										430	196	95	640,00	470,00	410,00
20/08/08	193	0,59							227	61	39						
23/09/08	185	0,46			6,77			193									400,00
01/10/08	199	0,59	6,55	6,83	6,66	122	200	185		67	40		456	108		530,00	375,00
15/10/08	204	0,59	6,48	6,53	6,59	152	194	195	171	59		352	260	92	530,00	490,00	350,00
25/11/08																	
17/12/08																	
22/01/09	228																
11/02/09	305	0,59	6,45	6,56	6,72	94	160	155	161	92		341	654	37	480,00	940,00	1.018,00
04/03/09	252	0,63	6,49	6,47	6,38	119	90	85	226	104	44	320	480	140	480,00	770,00	180,00
11/03/09	303	0,63	6,64	6,50	6,54	80	58	91	81	34	33	200	292	138	390,00	530,00	410,00
18/03/09	267	0,63	6,53	6,52	6,48	69	92	82	136	45	22	292	265	119	440,00	530,00	350,00

Datas de coletas	SST			SSV			P-solúvel			NKT			N-amoniacal			ABS λ 254 nm	
	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV	Efl. Filtro de areia	Efl. Filtro + UV
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	cm ⁻¹	cm ⁻¹
02/02/08																	
26/03/08	308,00	168,00		228,00	108,00		5,56	1,65					11,20	16,80		0,113	0,107
14/05/08	168,00	88,00	24,00	136,00	56,00	22,00				30,52			26,60	33,04		0,313	0,316
28/05/08	148,00	84,00	43,00	132,00	64,00	40,00	2,47	2,20		43,12	35,28		25,76	23,52		0,498	0,497
11/06/08																	
25/06/08																	
09/07/08	192,00	120,00	92,00	160,00	80,00	69,00	2,86	2,15	2,22	36,96	26,60	21,15	24,36	20,44		0,457	0,452
16/07/08	164,00	130,00	72,00	132,00	90,00	44,00	2,28	3,00	2,91	19,32	28,28	17,64	14,84	22,24	22,24	0,572	0,570
30/07/08	192,00	132,00	34,00	164,00	84,00	28,00				33,04	18,32		25,76	22,12	27,72	0,405	0,406
20/08/08																0,352	0,350
23/09/08			48,00			34,00										0,530	0,529
01/10/08		166,00	68,00		110,00	52,00		2,84	2,93		36,40	37,52				0,576	0,640
15/10/08	146,00	206,00	36,00	124,00	132,00	30,00	2,41	2,27	3,32	30,80	31,92	39,20	24,64	26,32	30,80	0,432	0,546
25/11/08																	
17/12/08																	
22/01/09																	
11/02/09	204,00	652,00		130,00	334,00	6,00	1,02	1,99	2,12	33,04	61,40	39,20	11,20	25,20	34,70	0,711	0,719
04/03/09	122,00	506,00	112,00	104,00	266,00	72,00	1,75	2,02	1,89	26,32	31,36	22,96	16,24	17,36	14,00	0,581	0,503
11/03/09	106,00	284,00	98,00	82,00	150,00	64,00	0,68	0,35	2,02	9,52	22,40	19,60	6,72	9,52	17,90	0,600	0,563
18/03/09	136,00	262,00	124,00	108,00	150,00	72,00	1,15	1,23	1,34	19,60	28,56	24,08	9,80	12,88	13,16	0,530	0,750

Datas de coletas	Coli-totais		E-Coli		Tempo de exposição	Ovos de Helminthos		
	Efl. Filtro de areia	Efl. Filtro + UV	Efl. Filtro de areia	Efl. Filtro + UV		Esgoto Bruto	Efl. UASB	Efl. Filtro + UV
	NMP/100mL	NMP/100mL	NMP/100mL	NMP/100mL		cm ⁻¹	cm ⁻¹	cm ⁻¹
02/02/08					21			
26/03/08					21	5,35	4,65	3,85
14/05/08	8,70E+05	4,40E+05	3,30E+03	6,30E+02	21	1,10	1,65	1,05
28/05/08	1,01E+06	1,01E+05	6,90E+05	9,60E+04	21			
11/06/08	2,30E+05	1,80E+04	1,60E+05	4,30E+03	21			
25/06/08					21			
09/07/08	2,30E+05	1,00E+04	1,60E+05	4,30E+03	21			
16/07/08	1,00E+06	1,00E+03	4,80E+05	1,00E+05	21	1,40	0,90	1,10
30/07/08	1,00E+06	1,00E+05	7,20E+05	5,50E+04	21			
20/08/08	1,00E+06	2,50E+04	8,70E+05	1,90E+03	21	1,30	0,00	0,00
23/09/08	2,50E+06	2,30E+05	1,40E+06	1,80E+05	27			
01/10/08	2,70E+06	2,50E+05	1,40E+06	1,10E+05	21			
15/10/08					21	0,55	1,40	0,90
25/11/08						0,00	0,55	0,00
17/12/08								
22/01/09						0,30	0,35	0,00
11/02/09					21			
04/03/09	1,66E+06	1,45E+05	3,20E+05	3,00E+04	20	0,50	0,00	0,60
11/03/09	5,50E+04	2,90E+03	1,20E+04	9,80E+02	20			
18/03/09	1,00E+06	6,60E+05	1,40E+05	1,39E+05	20	0,00	0,00	0,60

8.2 Dados operacionais do sub-projeto 1 – experimento 2:

8.2.1 Dados dos testes de bancada:

Data		23/06/2009			01/07/2009				07/07/2009			
Parâmetros	Unidade	Efl. UASB	Efl. UASB + polímero + decantado	Efl. UASB + polímero + decantado + filtrado	Efl. UASB	Efl. UASB decantado	Efl. UASB + polímero + decantado	Efl. UASB + polímero + decantado + filtrado	Efl. UASB	Efl. UASB decantado	Efl. UASB + polímero + decantado	Efl. UASB + polímero + decantado + filtrado
DQO total	mg/L	452	88	68	892	215	85	50	500	125	86	71
DQO filtrada	mg/L	56	52		54	46	38		27	31	59	
DBO total	mg/L	88	29	23	179	58	35	29	161	59	50	30
DBO filtrada	mg/L	30	14		27	22	15		32		30	
pH		7,9	6,92	6,92	6,7	6,89	6,63	6,98	6,61	6,59	6,75	7,05
Alcalinidade	mg/L	174	6,97	188	213	211	207	206	209	214	216	219
Turbidez	UNT	205	19,6	7,15	243	79	16	8,6	284	66	35	13
ABS	ABS		0,389	0,346	1,777	0,785	0,448	0,416	1,208	0,589	0,514	0,418
SST	mg/L	394	28		964	182	32	10	777	94	46	24
Coliforme Total	NMP/100mL	6,80E+06	1,00E+05	1,00E+00	8,00E+06	1,01E+06	1,00E+06	1,00E+06	4,70E+06	5,50E+06	3,80E+06	3,40E+06
E-coli	NMP/100mL	1,60E+06	1,00E+05	1,00E+05	2,70E+06	7,50E+05	6,30E+05	5,90E+05	3,30E+06	1,90E+06	2,40E+06	2,10E+06
Coliforme Total - UV_10-seg.	NMP/100mL		1,30E+03	3,50E+02	1,01E+04		1,40E+03	8,10E+02	2,20E+04		3,40E+03	1,30E+03
E-coli - UV_10-seg.	NMP/100mL		8,90E+02	1,10E+02	3,20E+03		6,70E+02	3,40E+02	1,10E+04		2,60E+03	1,10E+03
Coliforme Total - UV_20-seg.	NMP/100mL		1,00E+03	1,01E+03	1,40E+03		4,80E+02	3,00E+02	4,40E+03		6,90E+03	1,00E-01
E-coli - UV_20-seg.	NMP/100mL		2,50E+02	4,60E+01	7,40E+02		1,70E+02		6,30E+02		3,10E+01	
Coliforme Total - UV_30-seg.	NMP/100mL		1,00E+03	1,01E+03	1,30E+02		2,20E+02	1,40E+02	6,70E+03		2,00E+01	1,00E-01
E-coli - UV_30-seg.	NMP/100mL		2,40E+02	1,20E+01	1,34E+06				1,90E+03			
Helmintos	parasitos/L		0,39	0,35			9,4	3,5	46	17,5	13,5	10,2

Data	14/07/2009				22/07/2009			
Parâmetros	Efl. UASB	Efl. UASB decantado	Efl. UASB + polímero + decantado	Efl. UASB + polímero + decantado + filtrado	Efl. UASB	Efl. UASB decantado	Efl. UASB + polímero + decantado	Efl. UASB + polímero + decantado + filtrado
DQO total	148	110	53	42	232	133	34	42
DQO filtrada	72	53	23		42	38	19	
DBO total		27	17	15	92	53	42	42
DBO filtrada			13		29		31	
pH	6,72	6,64	6,59	6,89	6,78	6,68	6,82	6,88
Alcalinidade	176	180	175	176	144	141	133	142
Turbidez	140	95	39	14	104	66	28	17
ABS	0,586	0,512	0,418	0,323	0,541	0,376	0,303	0,387
SST	124	76	20	16	204	72	32	24
Coliforme Total	1,00E+05	3,00E+05	8,10E+04	4,00E+04	1,30E+05		2,10E+05	9,20E+04
E-coli	2,00E+04		1,00E+04	1,00E+04	3,00E+04		5,10E+04	4,10E+04
Coliforme Total - UV_10-seg.			5,30E+03	1,40E+02	3,10E+03		1,00E+04	1,00E+04
E-coli - UV_10-seg.			7,20E+03	1,00E+01	4,00E-02		4,60E+02	3,30E+02
Coliforme Total - UV_20-seg.					1,80E+03		1,70E+02	5,00E-01
E-coli - UV_20-seg.								
Coliforme Total - UV_30-seg.	1,00E+02		4,40E+02	1,00E+01	1,00E-02		2,00E-01	9,30E-01
E-coli - UV_30-seg.	2,00E+02		8,10E+01	1,00E+01				
Helmintos	33,6	5	3	0,9	52	61,5	7	16

8.2.2 Dados dos testes no sistema piloto:

Datas de Coletas	ETE	Reator U.V.	pH				Alcalinidade		DBO		DQO				ST			
	Esgoto bruto	Efl. UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Esgoto bruto	Efl. UASB	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV
	L/s	L/s					mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
23/06/10	232	0,62		6,34	6,27	6,54						154	123	42		380,00	350,00	310,00
28/06/10	211	0,62	6,58	6,31	6,28	6,40					274	141	107	38	390,00	310,00	290,00	270,00
01/07/10	187	0,62	6,30	6,31	6,36	6,81	163	170	198	38	377	113	94	45	542,00	400,00	328,00	290,00
05/07/10	245	0,62	6,55	6,47	6,49	6,75	164	184	151	32	495	145	107	53	480,00	340,00	290,00	300,00
07/07/10	238	0,62	6,14	6,24	6,33	6,72					460	189	140	45	620,00	450,00	400,00	390,00
02/08/10	258	0,62	6,08	6,22	6,29	6,73					331	200	119	35	580,00	490,00	460,00	330,00
09/08/10	222	0,62	6,13	6,29	6,39	6,73	138	146	172	29	472	187	149	57	710,00	490,00	480,00	370,00
11/08/10	195	0,62	6,20	6,22	6,30	6,71	125	180	188	65	521	174	117	57	600,00	420,00	420,00	390,00
27/10/10	228	0,62		6,94	6,58	7,12						216	188	20		470,00	450,00	390,00
03/11/10	234	0,62	6,10	6,33	6,43	7,13			227	61	480	280	188	56	590,00	560,00	480,00	410,00
09/11/10	255	0,62	6,30	6,45	6,45	6,81					416	224	192	65	640,00	510,00	520,00	380,00
29/11/10	255	0,62					122	200		67								
07/12/10	262	0,62	6,36	6,42	6,44	6,77	152	194	171	59	350	193	179	57				
16/12/10	255	0,62	6,36	6,42	6,45	6,78					297	135	251	45				
20/12/10	255	0,62		6,32	6,61	6,89						179	163	71				
16/02/11	277	0,62	6,75	6,83	7,00	7,40					440	116	96	32	390,00	340,00	320,00	290,00
22/02/11	245	0,62	6,43	6,65	6,66	7,01					180	58	79	36	370,00	320,00	300,00	330,00
23/02/11	244	0,62	6,30	6,65	6,85	7,03					240	84	84	36	420,00	360,00	360,00	350,00
28/02/11	252	0,62	6,29	6,43	6,67	6,80					249	85	62	47		290,00		
02/03/11	288	0,62	6,28	6,55	6,76	6,88					249	78	66	27	300,00	320,00	290,00	
14/03/11	227	0,62	6,35	6,34	6,35	6,45												
21/03/11	236	0,62	6,38	6,44	6,44	6,66												
30/03/11	243	0,62	6,21	6,42	6,48	7,01					330	139	87	30	370,00	230,00	290,00	220,00
30/03/11	254	0,62	6,55	6,40	6,40	7,05					435	122	109	48	350,00	270,00	290,00	250,00
26/04/11	255	0,62	6,88	7,11	7,31	7,43					291	97	73	40				

Datas de Coletas	SST				SSV				Fósforo-total				Fósforo-solúvel			
	Esgoto bruto	Eff. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
23/06/10	95,00	71,00	67,00	1,00	62,00	52,00	47,00	1,00	3,76	3,57	3,39	2,54	2,28	2,28	2,26	2,18
28/06/10	138,00	90,00	58,00	14,00	118,00	62,00	43,00	16,00	3,54	3,36	3,21	2,30	1,98	2,02	2,03	1,91
01/07/10	176,00	66,00	52,00	5,00	148,00	48,00	36,00	5,00	3,66	3,30	3,22	2,52	2,12	2,15	2,12	1,99
05/07/10	158,00	76,00	52,00	5,00	134,00	56,00	41,00	5,00	3,59	3,51	3,05	2,40	1,97	2,06	2,01	1,96
07/07/10	204,00	116,00	72,00	4,00	168,00	78,00	52,00	4,00	3,83	3,72	3,50	2,41	2,30	2,34	2,30	2,29
02/08/10	176,00	124,00	78,00	10,00	140,00	80,00	60,00	10,00	3,80	3,61	3,43	2,57	2,32	2,38	2,38	2,26
09/08/10	232,00	108,00	72,00	8,00	190,00	76,00	53,00	8,00	4,55	4,41	4,00	3,13	2,82	2,69	2,88	2,70
11/08/10	178,00	72,00	59,00	11,00	150,00	50,00	45,00	11,00	3,68	3,30	3,55	2,46	2,16	2,21	2,22	2,09
27/10/10		114,00	84,00	2,00		76,00	66,00	0,00		3,30	3,21	2,90		2,08	2,13	2,48
03/11/10	150,00	124,00	90,00	6,00	126,00	84,00	90,00	6,00	3,38	3,55	3,35	3,58				
09/11/10	204,00	116,00	96,00	4,00	160,00	80,00	68,00	4,00	2,91	3,26	3,40	3,40	1,59	2,32	2,30	2,82
29/11/10																
07/12/10		69,00	90,00	16,00	57,00	68,00	64,00	16,00	2,41	2,91	2,87	2,91				
16/12/10	144,00	64,00	126,00	14,00	102,00	40,00	74,00	8,00	1,98	1,91	2,26	2,62				
20/12/10		88,00	76,00	8,00		60,00	54,00	6,00		2,16	2,09	1,66		1,57	1,56	1,79
16/02/11	108,00	74,00	74,00	4,00	84,00	46,00	48,00	4,00	1,70	1,85	1,76	1,29	0,81	1,13	1,11	1,26
22/02/11	82,00	66,00	54,00	3,00	62,00	42,00	38,00	3,00	1,58	1,86	1,57	1,28	0,96	1,04	1,03	1,08
23/02/11	132,00	74,00	58,00	8,00	84,00	44,00	36,00	8,00		1,30	1,12	1,37	0,46	0,82	0,83	1,28
28/02/11	178,00	88,00	62,00	4,00	116,00	44,00	34,00	4,00	2,16	1,66	1,31	1,47	1,07	0,99	0,88	1,36
02/03/11	94,00	50,00	42,00	4,00	60,00	30,00	26,00	4,00	0,91	1,08	1,12	1,42	0,33	0,85	0,86	1,34
14/03/11	116,00	58,00	52,00	2,00	70,00	30,00	32,00	2,00	1,11	1,24	1,24	1,19				
21/03/11	108,00	60,00	42,00	2,00	82,00	40,00	24,00	2,00	1,70	1,72	1,56	1,16	1,10	1,20	1,10	1,26
30/03/11	140,00	74,00	56,00	2,00	92,00	40,00	38,00	2,00	1,56	1,65	1,46	1,47	0,85	1,17	1,17	1,27
30/03/11	138,00	78,00	54,00	25,00	90,00	46,00	36,00	0,00	1,71	1,78	1,65	1,49	0,81	1,17	1,14	1,26
26/04/11	115,71	52,85	40,00	6,00	100,00	38,57	31,25	6,00	1,81	1,77	1,62	1,33	0,83	1,17	1,16	1,13

Datas de Coletas	NKT				N-NH4+				ABS $\lambda_{254\text{ nm}}$				Turbidez			
	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto Bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto Bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	cm ⁻¹	cm ⁻¹	cm ⁻¹	cm ⁻¹	UNT	UNT	UNT	UNT
23/06/10										0,561	0,466	0,204		55,100	46,300	2,360
28/06/10									1,144	0,586	0,499	0,244	76,500	58,200	46,200	4,410
01/07/10									1,404	0,552	0,506	0,260	103,000	50,300	44,200	16,400
05/07/10									1,295	0,546	0,480	0,263	95,700	50,600	46,200	19,900
07/07/10									1,457	0,801	0,680	0,253	116,000	75,700	57,300	18,100
02/08/10									1,302	0,842	0,767	0,300	123,000	76,200	63,600	12,700
09/08/10									1,641	0,827	0,712	0,327	148,000	72,100	61,600	22,200
11/08/10									1,372	0,625	0,587	0,346	108,000	49,600	50,400	23,600
27/10/10		39,76	36,40	25,76						0,735	0,678	0,208		76,600	68,100	3,230
03/11/10	29,68	39,76	29,68	27,44	17,92	25,20	25,76	26,32	1,289	0,778	0,708	0,282	104,000	90,500	69,500	23,200
09/11/10	28,00	38,64	32,48	28,00	17,36	27,44	29,68	24,08	1,093	0,603	0,514	0,254	103,000	54,650	47,100	11,100
29/11/10																
07/12/10	30,80	36,40		22,96					1,191	0,767	0,709	0,260	105,000	54,200	47,500	9,450
16/12/10									1,060	0,588	0,501	0,249	95,126	60,815	51,448	10,932
20/12/10		34,72	28,56	22,96		24,08	20,72	20,72		0,721	0,704	0,286		56,300	53,100	17,500
16/02/11	22,40	17,36	22,40	20,16	11,76	14,00	14,00	14,56	0,841	0,526	0,478	0,196	72,200	53,800	43,500	8,200
22/02/11	18,20	17,70	19,13	14,00	8,96	13,44	14,00	14,56	0,738	0,492	0,458	0,238	62,000	39,300	35,800	2,510
23/02/11	15,40	16,33	16,80	15,86	8,40	12,80	12,32	14,56	0,774	0,467	0,435	0,311	79,700	47,800	39,700	11,100
28/02/11	21,46	22,86	21,00	15,40					1,114	0,527	0,398	0,219	122,000	64,800	47,100	8,100
02/03/11	14,00	19,13	19,13	18,66					0,695	0,404	0,355	0,218	69,200	37,300	29,700	8,200
14/03/11									0,757	0,433	0,411	0,174	82,400	49,500	45,800	5,590
21/03/11	26,13	16,80	21,46	16,80					0,828	0,481	0,406	0,187	73,800	55,200	46,900	8,510
30/03/11									0,940	0,464	0,420	0,161	112,000	46,200	47,000	2,490
30/03/11									0,960	0,474	0,412	0,161	108,000	46,700	38,800	4,350
26/04/11	12,60	19,60	11,20	17,92	12,32	17,92	17,08	15,68	1,032	0,431	0,399	0,270	85,900	42,300	35,300	14,300

Datas de Coletas	Coliformes-totais				E-Coli				Ovos de Helmintos			
	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV	Esgoto bruto	Efl. UASB	Efl. Dec + UV	Efl. Filtro + UV
	NMP /100mL	NMP /100mL	NMP /100mL	NMP /100mL	NMP /100mL	NMP /100mL	NMP /100mL	NMP /100mL	ovos/L	ovos/L	ovos/L	ovos/L
23/06/10		8,30E+06	1,01E+05	1,50E+03		1,90E+06	2,70E+04	3,10E+02	0,00	0,00	0,00	0,00
28/06/10	5,50E+07	1,01E+07	1,50E+05	3,00E+02	6,20E+06	1,50E+06	1,00E+04	1,00E+00	0,55	0,00	0,00	0,00
01/07/10	4,20E+07	3,70E+06	2,90E+04	1,00E+03	4,40E+06	8,90E+05	6,30E+03	7,40E+01	0,00	0,28	0,00	0,56
05/07/10	7,56E+07	9,60E+06	6,89E+04	3,13E+03	8,33E+06	1,33E+06	5,81E+03	7,40E+01	0,00	0,00	0,00	0,27
07/07/10	5,10E+07	9,60E+06	9,60E+04	2,49E+03	3,89E+06	2,28E+06	6,30E+03	1,00E+01			0,36	0,00
02/08/10	3,70E+07	1,00E+07	1,00E+05	3,00E+03	1,40E+07	4,10E+05	1,00E+05	1,70E+03			0,00	0,00
09/08/10	5,40E+07	1,00E+07	1,00E+05	2,10E+03	1,50E+07	5,00E+06	7,90E+04	1,00E+00			0,65	0,00
11/08/10	1,01E+08	1,01E+07	1,01E+05	2,85E+04	1,72E+07	3,60E+06	4,36E+04	3,04E+03			0,00	0,00
27/10/10		5,70E+06	9,10E+04	2,00E+02		2,10E+06	6,30E+04	1,00E+00		0,00	0,00	0,00
03/11/10	6,90E+07	6,30E+06	1,00E+05	2,10E+03	7,10E+06	1,60E+06	7,90E+04	9,10E+02		0,00	0,00	0,00
09/11/10	3,00E+07	5,50E+06	2,60E+04	5,20E+03	5,20E+06	2,80E+06	7,20E+03	2,60E+03		0,00	0,00	0,00
29/11/10	2,00E+07	2,30E+06	1,00E+05	1,70E+02	4,80E+06	1,50E+06	3,20E+04	1,00E-01		0,35	0,00	0,00
07/12/10	5,20E+07	9,60E+06	1,10E+05	2,10E+03	9,60E+06	5,20E+06	1,10E+05	4,10E+01				
16/12/10	2,72E+07	8,70E+06	1,01E+05	5,65E+02	3,89E+06	3,44E+06	7,96E+04	2,00E+01				
20/12/10		6,30E+06	7,10E+05	1,70E+02		1,60E+06	3,20E+04	2,00E+01				
16/02/11	4,00E+07	7,20E+06	9,10E+04	3,10E+03	4,00E+06	1,50E+06	3,80E+04	1,00E-01				
22/02/11	4,80E+07	9,10E+06	3,80E+04	9,80E+00	5,10E+06	1,90E+06	1,60E+04	1,00E-01				
23/02/11	6,00E+07	8,00E+06	2,80E+04	1,50E+03	4,80E+06	1,70E+06	1,00E+04	1,00E-01				
28/02/11	6,00E+07	8,30E+06	3,10E+04	2,30E+02	5,20E+06	2,80E+06	1,02E+04	7,40E+01				
02/03/11	4,00E+07	6,30E+06	1,00E+05	7,50E+00	5,10E+06	1,90E+06	7,90E+04	1,00E+00				
14/03/11	6,00E+07	8,00E+06	2,20E+04	2,00E+00	5,10E+06	1,90E+06	7,30E+05	1,00E-01				
21/03/11	6,00E+07	8,00E+06	7,20E+04	2,00E+02	5,10E+06	1,70E+06	5,00E+03	1,00E-01				
30/03/11	2,98E+07	4,80E+06	7,90E+04	7,60E+02	4,40E+06	1,80E+06	3,80E+04	3,10E+02				
30/03/11	3,80E+07	5,20E+06	4,80E+04	2,20E+02	4,40E+06	1,80E+06	2,80E+04	5,20E+01				
26/04/11	2,70E+07	5,20E+06	4,80E+04	2,00E+02	1,70E+07	1,50E+06	3,80E+04	4,20E+01				

8.3 Dados operacionais do sub-projeto 2:

Datas de coletas	Vazão		pH					Alcalinidade					DBO				
	Esgoto bruto	TCC	Esgoto bruto	Efl. Anaer	Efl. Facult	Efl. Filtro	Efl. TCC	Esgoto bruto	Efl. Anaer	Efl. Facult	Efl. Filtro	Efl. TCC	Esgoto bruto	Efl. Anaer	Efl. Facult	Efl. Filtro	Efl. TCC
	L/s	L/s						mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
13/02/08	10,0	0,73															
20/02/08	8,5	1,12											372				
05/03/08	10,5	1,12	6,63	6,85	7,42	7,42	7,49										
19/03/08	10,0	1,12	6,43	6,56	6,98	7,02	7,4										
02/04/08	9,5	1,12															
16/04/08	10,0	1,12	6,49	6,58	6,8	6,8	7,22										
23/04/08	8,5	1,15	6,18	6,49	6,87	6,88	7,19										
07/05/08	10,5	1,15	6,66	6,66	6,77	6,8	7,2	235	291	235	232	235	560	51	33	33	32
21/05/08	10,0	1,14	6,57	6,71	6,98	6,98	7,09	247	325	242	240	246	599	211	47	48	44
04/06/08	8,5	1,16	6,57	6,56	7,04	7,04	7,33	216	280	255	258	257	255	126	28	28	28
18/06/08	10,5	1,19	9,43	6,75	7,02	7,01	7,32	380	385	269	268	260	449	103	19	20	19
23/07/08	9,5	1,08	6,57	6,68	6,98	7,02	7,29	225	329	275	275	278,5	515	198	55	52	50
13/08/08	10,5	1,19	6,47	6,63	7,64	7,64	7,42	172	282	270	271	273	317	114	50	50	44
23/09/08	11,0	1,19	6,67	6,77	7,93	7,17	7,4	232	370	299	310	318	618	211	57		
08/10/08	10,5	1,19	6,34	6,71	7,36	6,94	7,3	178	370	328	293	305					
22/10/08	10,5	1,09															
05/11/08	10,0	1,09	6,76	6,87	7,81	7,09	7,1	206	481	301	321	296					
25/11/08	11,0	1,09															
03/12/08	11,0	0,63															
17/12/08	11,5	0,63															
22/01/09	10,0	1,19															
04/02/09	11,5	1,19	6,56	6,75	7,15	7,3	7,15	210	340	279	291	288	272	127	47		
08/04/09	9,5	0,80	6,44	6,79	7,17	7,14	7,05	100	282	253	201	211	342	153	109	58	53
06/05/09	9,5	0,82	6,95	6,8	7,03	7,09	7,37	457	330	282	294	312	467	165	45	45	36
20/05/09	10,5	0,82	6,92	6,4	7,11	7,43	7,64						505	169	38	45	45
04/06/09	10,5	0,75	6,56	6,63	7,27	7,24	7,41	241	292	325	328	343	494	180	48	45	43
27/01/10	14,1	0,59															
03/03/10	10,7	1,12															
03/03/10	10,7	1,12															
17/03/10	12,6	0,98			7,06	6,91	6,93										
17/03/10	12,6	0,98			7,06	6,89	6,91										
24/03/10																	
14/04/10	12,2	1,18															
14/04/10	12,2	1,18															
28/04/10	11,6	1,09															
28/04/10	11,6	1,09															

Datas de coletas	DQO					ST					SST				
	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L
13/02/08															
20/02/08															
05/03/08	840	272	272												
19/03/08	392	315	277			800,00		500,00	428,00	414,00	292,00		80,00	50,00	42,00
02/04/08															
16/04/08	731	99	84	84	61	620,00	340,00	310,00	355,00	350,00	300,00	100,00	96,00		75,00
23/04/08	716	182	110	101	61	720,00	470,00	380,00	421,00	410,00	236,00	84,00	72,00		52,00
07/05/08	389	90	47			790,00	490,00	410,00	438,00	440,00	320,00	100,00	88,00		44,00
21/05/08	1.092	400	153			1.050,00	610,00	420,00	439,00	420,00	436,00	128,00	104,00		92,00
04/06/08	657	339	157			690,00	500,00	430,00			268,00	116,00	80,00		34,00
18/06/08	1.570	392	153			3.010,00	590,00	440,00	506,00	500,00	608,00	116,00	88,00		48,00
23/07/08	1.090	392	198			1.090,00	670,00	540,00	559,00	560,00	520,00	116,00	96,00	50,00	48,00
13/08/08	807	388	198			980,00	680,00	630,00	587,00	580,00	376,00	104,00	144,00		72,00
23/09/08	963	311	171			1.130,00	680,00	610,00	590,00	590,00	432,00	156,00	120,00	70,00	102,00
08/10/08	930		194	160	156	970,00	530,00	520,00	530,00						
22/10/08															
05/11/08	990	472	328	240	231	1.000,00	760,00	660,00	620,00		368,00	112,00	188,00	94,00	90,00
25/11/08															
03/12/08	708	292	277	250	231	840,00	360,00	720,00	750,00	720,00	216,00	88,00	176,00	148,00	126,00
17/12/08															
22/01/09															
04/02/09	679	428	238	178	121	670,00	700,00	580,00	590,00	480,00	324,00	106,00	108,00	62,00	34,00
08/04/09	717	407	388	245	147	720,00	700,00	810,00	620,00	630,00	282,00	104,00	212,00	118,00	90,00
06/05/09	996	368	216	200	184	1.460,00	690,00	610,00	590,00	660,00	346,00	124,00	104,00	84,00	62,00
20/05/09	1.158	411	224	197	202	1.050,00	780,00	630,00	620,00	660,00	476,00	138,00	114,00	112,00	72,00
04/06/09	1.084	411	227	192	188	1.070,00	770,00	640,00	620,00	760,00	512,00	138,00	114,00	100,00	64,00
27/01/10															
03/03/10								580,00	480,00	430,00			96,00	54,00	36,00
03/03/10								460,00		420,00			112,00		30,00
17/03/10			218	178	153			590,00	540,00	530,00			97,00	76,00	62,00
17/03/10			221	182	160				540,00	520,00				71,00	66,00
24/03/10															
14/04/10								550,00	500,00	450,00			138,00	94,00	38,00
14/04/10									490,00	450,00				94,00	40,00
28/04/10								640,00	610,00	640,00			148,00	98,00	64,00
28/04/10									620,00	630,00				98,00	62,00

Datas de coletas	SSV					P-total					P-solúvel				
	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L
13/02/08															
20/02/08															
05/03/08															
19/03/08	258,00		74,00	50,00	42,00										
02/04/08															
16/04/08	252,00	92,00	84,00		64,00	8,50	8,03	6,86	7,47	6,80	3,63	3,80	2,17	3,01	4,04
23/04/08	196,00	56,00	60,00		40,00	7,98	7,82	6,68	7,34	6,59	3,19	2,43	2,24	2,12	2,72
07/05/08	288,00	92,00	68,00		44,00										
21/05/08	372,00	112,00	84,00		76,00						6,52	6,11	2,20		
04/06/08	228,00	104,00	62,00		34,00						4,01	4,77	0,88		
18/06/08	496,00	100,00	70,00		46,00						5,91	4,25	1,01		
23/07/08	376,00	100,00	80,00	48,00	48,00										
13/08/08	332,00	92,00	120,00		64,00						4,61	5,08	0,51		2,35
23/09/08	372,00	136,00	96,00	60,00	76,00						4,99	5,12	3,05	3,78	3,78
08/10/08															
22/10/08															
05/11/08	324,00	104,00	174,00	86,00	78,00										
25/11/08															
03/12/08	188,00	74,00	158,00	128,00	112,00										
17/12/08															
22/01/09															
04/02/09	268,00	90,00	92,00	58,00	32,00						1,36	1,81	1,00	1,63	1,62
08/04/09	250,00	88,00	198,00	106,00	82,00						1,49	1,96	1,46	1,29	1,63
06/05/09	304,00	120,00	72,00	72,00	64,00						1,60	1,65	0,36	0,47	1,66
20/05/09	416,00	108,00	88,00	82,00	64,00						2,56	2,56	0,04	0,06	2,66
04/06/09	432,00	112,00	90,00	78,00	58,00	8,95	8,59	7,69	7,78	7,82	2,64	2,70	0,03	0,03	2,41
27/01/10															
03/03/10			88,00	50,00	36,00	8,05	7,48	6,88	7,67	6,10			1,41	1,85	1,44
03/03/10			96,00		32,00			6,83	7,60	6,17			1,77	1,76	1,83
17/03/10			84,00	64,00	58,00			6,55	7,44	6,81			2,15	2,37	2,48
17/03/10				58,00	58,00	8,28	7,94	6,57	7,00	7,06	2,72	3,10	2,17	2,48	2,57
24/03/10															
14/04/10			118,00	72,00	34,00			5,79	9,38	6,54			1,16	1,13	2,68
14/04/10				72,00	38,00			5,79	7,49	6,57			1,12	0,72	2,73
28/04/10			120,00	74,00	52,00			7,34	7,13	6,80			1,27	1,06	2,89
28/04/10				74,00	50,00			7,33	7,19	7,04			1,31	1,05	2,92

Datas de coletas	NKT					N-NH4					Cl-residual livre	Cl-residual combinado	Aplicação de NaClO ₂
	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L	Esgoto bruto mg/L	Efl. Anaer mg/L	Efl. Facult mg/L	Efl. Filtro mg/L	Efl. TCC mg/L	Efl. TCC mg/L	Efl. TCC mg/L	
13/02/08													17,30
20/02/08											0,12	1,08	10,51
05/03/08						24,60	42,00	19,60			0,94	0,98	9,86
19/03/08						27,44	50,40	28,00					9,24
02/04/08													8,65
16/04/08						62,72	37,80	27,44	27,44	26,32			8,37
23/04/08						26,88	47,40	26,88	26,94	27,44	0,94	0,04	13,80
07/05/08		46,48				45,92	48,72	35,84			0,46	0,42	13,68
21/05/08			37,80			59,36	61,88	39,20			0,60	1,00	11,94
04/06/08	81,48	57,40	52,08	52,00	51,12	50,96	52,08	38,36			1,42	0,78	14,66
18/06/08						50,12	62,16	36,68			1,16	1,32	11,00
23/07/08	56,84	66,08	55,44			26,32	47,04	34,72			0,28	0,84	12,00
13/08/08	54,60	61,60	50,68	50,03	48,16	29,68	49,28	38,80	38,80	38,80	0,24	0,16	5,84
23/09/08	67,20	79,52	53,20	54,32	56,00						0,16	0,12	5,46
08/10/08	50,40	76,16	56,00	56,56	51,52	25,20	63,28	39,20	42,56	41,53	0,12	0,20	5,11
22/10/08											0,04	0,06	5,21
05/11/08	67,76	92,40	62,16	58,24	50,96	42,00	73,36	25,76	39,20	35,84	0,00	0,00	5,03
25/11/08													5,75
03/12/08											0,00	0,18	9,49
17/12/08													10,58
22/01/09													3,65
04/02/09	50,96	82,32	56,00	52,08	38,64	35,28	68,32	44,80	42,00	24,64	0,00	0,04	4,22
08/04/09	45,64	71,68	42,28	37,24	37,80	25,76	54,88	36,96	26,32	28,28	0,00	0,12	5,16
06/05/09	123,76	68,60	41,72		45,92	86,24	63,56	38,92	38,64	39,76	0,12	0,22	6,84
20/05/09	76,72	84,00	41,44	83,44	62,16	42,28	64,12	40,04	39,48	41,16	0,08	0,48	7,08
04/06/09	85,68	86,80	64,96	63,28	56,00	45,92	70,00	47,60	48,72	48,72	1,10	2,66	7,69
27/01/10											0,00	0,10	4,50
03/03/10											0,00	0,08	2,03
03/03/10											0,00	0,08	2,03
17/03/10											0,00	0,00	2,31
17/03/10											0,00	0,00	2,31
24/03/10													
14/04/10											0,04	0,38	2,98
14/04/10											0,04	0,38	2,98
28/04/10											0,00	0,00	3,37
28/04/10											0,00	0,00	3,37

Datas de coletas	Coliformes totais		E-Coli		Ovos de Helminthos		
	Afl. TCC	Efl. TCC	Afl. TCC	Efl. TCC	Esgoto bruto	Efl. Facult	Efl. Filtro / TCC
	NMP	NMP	NMP	NMP	mg/L	mg/L	mg/L
13/02/08	3,10E+04	1,00E+04					
20/02/08	1,50E+04	1,00E+00	1,10E+03	1,00E+00	2,10	51,50	54,30
05/03/08	1,01E+04	1,00E+00	6,30E+02	1,00E+00			
19/03/08							
02/04/08							
16/04/08	4,60E+04	1,20E+04	9,90E+02	1,00E+00			
23/04/08	6,60E+04	1,00E+00	7,80E+02	1,00E+00	0,60	2,00	0,85
07/05/08	5,50E+04	1,00E+00	4,70E+04	1,00E+00			
21/05/08					2,80	0,50	1,55
04/06/08	1,01E+05	1,00E+00	5,50E+04	1,00E+00			
18/06/08	1,01E+05	1,00E+00	8,40E+03	1,00E+00	1,00	0,25	0,00
23/07/08	1,01E+05	1,00E+00	3,10E+04	1,00E+00	1,60	2,05	0,00
13/08/08	7,60E+03	9,80E+02	9,60E+02	1,00E+02	0,85	0,55	0,00
23/09/08	9,60E+04	1,00E+00	2,30E+04	1,00E+00	0,65	0,00	0,00
08/10/08	8,70E+04	1,00E+00	2,10E+04	1,00E+00	1,30	0,00	0,00
22/10/08							
05/11/08					1,15	0,00	0,00
25/11/08							
03/12/08	1,00E+05	1,30E+03	3,40E+04	3,60E+02	0,90	0,00	0,00
17/12/08							
22/01/09					0,00	0,00	0,00
04/02/09	1,01E+05	1,01E+04			0,00	0,00	0,00
08/04/09	1,01E+05	7,90E+03	2,99E+04	5,20E+01	0,30	0,00	0,00
06/05/09	1,01E+05	6,90E+02	3,90E+04	3,10E+01	2,50	0,00	0,00
20/05/09	7,60E+05	7,30E+01	3,20E+04	1,00E+00	0,00	0,00	0,00
04/06/09	3,78E+05	1,00E+00	6,27E+04	1,00E+00			
27/01/10	9,80E+03	1,00E+00	1,00E+01	1,00E+00			
03/03/10	4,00E+05	1,40E+04	4,10E+04	1,10E+03			
03/03/10	2,90E+05	1,01E+04	2,00E+04	2,00E+01			
17/03/10	2,10E+06	1,00E+05	9,70E+04	2,50E+03			
17/03/10	1,30E+06	1,00E+05	7,50E+04	2,50E+03			
24/03/10							
14/04/10	4,60E+06	1,32E+03	2,60E+05	1,24E+03			
14/04/10							
28/04/10	2,40E+06	1,01E+05	1,60E+05	1,80E+04			
28/04/10	2,40E+06	1,01E+05	1,60E+05	1,10E+04			