

Ivan da Silva Marquezini

**SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO SOLO:
COMPORTAMENTO DE DUAS VEGETAÇÕES SUPORTES**

Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil
Universidade Estadual de Campinas
Área de Concentração de Saneamento e Ambiente
Faculdade de Engenharia Civil

Campinas

2000

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

M348s Marquezini, Ivan da Silva
Sistema de tratamento de esgoto sanitário no solo:
comportamento de duas vegetações suportes / Ivan da
Silva Marquezini.--Campinas, SP: [s.n.], 2000.

Orientador: Bruno Coraucci Filho.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

1. Tratamento. 2. Esgotos. 3. Escoamento. I.
Coraucci Filho, Bruno. II. Universidade Estadual de
Campinas. Faculdade de Engenharia Civil. III. Título.

Ivan da Silva Marquezini

**SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO SOLO:
COMPORTAMENTO DE DUAS VEGETAÇÕES SUPORTES**

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora constituída por:

**Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho
Presidente e Orientador/Universidade Estadual de Campinas**

**Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti
Universidade de São Paulo**

**Prof^ª. Dr^ª. Eglé Novaes Teixeira
Universidade Estadual de Campinas**

Campinas, 29 de setembro de 2000.

Dedicatória

Aos meus pais, avós e irmã.

Agradecimentos

Ao prof. Bruno Coraucci Filho pela orientação e apoio para o desenvolvimento do trabalho e a todos que direta ou indiretamente colaboraram para sua execução.

RESUMO

Devido ao crescimento acelerado e desordenado de diversos núcleos urbanos, que culminaram nos diversos tipos de degradações ao ambiente e conseqüente perda de qualidade de vida da população nas regiões mais afetadas, há, atualmente, uma grande preocupação, tanto do setor público quanto privado, em reverter este quadro. Para isso, o aprimoramento e a busca de técnicas de tratamento de resíduos, além do desenvolvimento de tecnologias de produção limpas, são necessárias. Um dos maiores problemas relacionados ao tema é a escassez de água própria para consumo, tanto humano quanto industrial, devido à poluição dos corpos d'água. Neste contexto, o tratamento de águas residuárias pelo método do escoamento superficial no solo assume grande importância. O método tem-se demonstrado eficiente se comparado aos sistemas de tratamento convencionais. É um método simples, com custos de implantação, operação e manutenção inferiores aos sistemas tradicionais. É, portanto, uma alternativa economicamente viável às pequenas comunidades, empresas e países em desenvolvimento. Este trabalho objetivou estudar o desempenho de um sistema de tratamento piloto, implantado no bairro Parque Piracicaba, Piracicaba, S.P., Brasil, o qual recebeu, em rampas distintas, as espécies de gramíneas *Brachiaria humidicola* e Tifton 85. Procurou-se avaliar qual das duas vegetações suportes implantadas possuiu um desempenho melhor. O sistema apresentou uma eficiência de tratamento muito boa se comparado aos sistemas convencionais. Atingiu índices de remoção de DBO, DQO e Sólidos Suspensos de até 93,8%, 85,8% e 91,2%, respectivamente. Os valores do pH oscilaram em torno de 7 durante todo o comprimento das rampas. Remoções de fósforo total inferiores a 50% foram verificadas. Embora sem possuir algumas características recomendadas por diversos autores, como solo permeável (franco-arenoso) e comprimentos de rampas inferiores a 35,0 m, o sistema atingiu os índices de remoção impostos pela legislação brasileira para o tratamento de águas residuárias. É viável, portanto, incentivar o seu uso como meio eficaz de tratamento de esgotos sanitários.

Palavras-chaves:

1. Tratamento. 2. Esgotos. 3. Escoamento.

ABSTRACT

This work had the purpose of studying an overland flow system for wastewater treatment that received two specimen of grasses as a support vegetation (*Brachiaria humidicola* and Tifton 85). The pilot plant took place at Piracicaba – State of São Paulo, Brazil – and were formed by three slopes: two of them with dimension of 3,5 x 23,0 m (where *Brachiaria humidicola* was planted) and one with dimension of 3,8 x 21,0 m (where Tifton 85 was established). The system had efficiency rates above the ones regulated by Brazilian laws (80% of efficiency) in removing BOD. As indicated by the data generated, higher values for application rates could be applied on long slopes, but it would be expected an organic matter increase .

Keywords:

1. Treatment. 2. Wastewater. 3. Overland flow.

Sumário

RESUMO.....	9
ABSTRACT	11
LISTA DE TABELAS.....	17
LISTA DE FIGURAS	21
INTRODUÇÃO	27
1 OBJETIVOS.....	29
1.1 OBJETIVOS GERAIS.....	29
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	29
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
2.1 TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO SOLO	31
2.2 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PELO MÉTODO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	47
2.2.1 Parâmetros de Projeto.....	61
2.2.2 Parâmetros de Controle	65
2.2.3 Modelo para Dimensionamento	69
2.3 ASPECTOS ECONÔMICOS E TÉCNICOS PARA A REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA AGRICULTURA	71
3 METODOLOGIA.....	81
3.1 LOCALIZAÇÃO	81
3.2 CONSTRUÇÃO DAS RAMPAS	82
3.3 ENVOLVIMENTO DA POPULAÇÃO	83

3.4 AVALIAÇÕES FÍSICAS E DE FERTILIDADE DO SOLO	84
3.4.1 Curva de avanço	84
3.5 PLANTIO DA VEGETAÇÃO.....	84
3.6 APLICAÇÃO DO EFLUENTE	86
3.7 PONTOS DE COLETA	87
3.8 PARÂMETROS DE CONTROLE AVALIADOS.....	88
3.9 PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO AVALIADOS	88
4 RESULTADOS	89
4.1 AVALIAÇÕES FÍSICAS E DE FERTILIDADE DO SOLO	89
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO APLICADO NAS RAMPAS	93
4.3 RESULTADOS DAS ANÁLISES DO ESGOTO APLICADO NAS RAMPAS	93
4.4 TRATAMENTO DOS DADOS	95
4.4.1 Quantificação da carga orgânica aplicada na área de tratamento.....	95
4.4.2 Equações de dimensionamento.....	95
5 DISCUSSÃO	105
5.1 AVALIAÇÕES DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SOLO.....	105
5.2 AVALIAÇÃO QUÍMICA E DE FERTILIDADE DO SOLO.....	105
5.3. AVALIAÇÃO DA CURVA DE AVANÇO	106
5.4 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO APLICADO NAS RAMPAS	106
5.5 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS EFLUENTES TRATADOS NAS RAMPAS.....	107
5.5.1 pH	107
5.5.2 DBO e DQO	108
5.5.3 Sólidos Suspensos	109
5.5.4 Fósforo Total	110
5.6 EQUAÇÕES DE DIMENSIONAMENTO	110
5.7 CARGA ORGÂNICA APLICADA	111
CONCLUSÕES	113
SUGESTÕES.....	115
ANEXOS	117
ANEXO A.....	119
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	199

BIBLIOGRAFIA RECOMENDADA.....	203
-------------------------------	-----

LISTA DE TABELAS

	Pág.
TABELA 2.1 – Comparação entre o tratamento no solo e o tratamento secundário convencional (LOEHR & OVERCASH, 1985).....	33
TABELA 2.2 – Características do esgoto que devem ser avaliadas para a maioria dos sistemas de tratamento de esgotos no solo. (Adaptado de LOEHR & OVERCASH, 1985 e MARECOS DO MONTE; ANGELAKIS & ASANO, 1996).....	37
TABELA 2.3 - Comparação das taxas de aplicação nos diferentes momentos da estação de tratamento de esgotos de Populina. (PAGANINI, 1998).....	58
TABELA 2.4 – Parâmetros de projeto para sistemas de tratamento por escoamento superficial no solo. (SURAMPALLI et al., 1996).....	61
TABELA 2.5 – Tipos de reuso para as águas residuárias tratadas e seus riscos. (ASSANO, 1991).....	73
TABELA 4.1 – Resultados da análise de fertilidade do solo da estação de tratamento do bairro Parque Piracicaba.....	89
TABELA 4.2 – Análise física do solo das rampas instaladas na estação elevatória do bairro Parque Piracicaba.....	90
TABELA 4.3 – Valores do avanço para taxas de aplicação críticas.....	91

TABELA 4.4 – Dados das análises realizadas no esgoto sanitário bruto aplicado nas rampas.....	94
TABELA 4.5 – Carga Orgânica do efluente e afluente das rampas e eficiências de remoção.....	96
TABELA 4.6 – Coeficientes da equação para o modelo proposto por Smith & Schroeder (1985) e Abertnathy, A., Zirschky, J. & Borup, M. (1985) para as rampas estudadas. Equação do tipo: $(C-5)/C_0 = a * e^{-b * z}$	97
TABELA 4.7 – Coeficientes da equação, obtidos com o comprimento total das rampas, para o modelo de dimensionamento proposto por Smith & Schroeder (1985) e Abertnathy, A., Zirschky, J. & Borup, M. (1985). Equação do tipo: $(C -5)/C_0 = a * e^{-b * z}$	98
TABELA A.1 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,20 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	120
TABELA A.2 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>), primeira aplicação.....	120
TABELA A.3 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>), segunda aplicação.....	121
TABELA A.4 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>), primeira aplicação.....	121
TABELA A.5 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>), segunda aplicação.....	122
TABELA A.6 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,35 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	122
TABELA A.7 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,40 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>), primeira aplicação.....	123
TABELA A.8 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,40 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>), segunda aplicação.....	123
TABELA A.9 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,65 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	124
TABELA A.10 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,75 m ³ /h.m, para a rampa	

I (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	124
TABELA A.11 – Dados referentes à taxa de aplicação de 1,00 m ³ /h.m, para a rampa I (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	125
TABELA A.12 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,20 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	125
TABELA A.13 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>), primeira aplicação.....	126
TABELA A.14 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>), segunda aplicação.....	126
TABELA A.15 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>), primeira aplicação.....	127
TABELA A.16 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>), segunda aplicação.....	127
TABELA A.17 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,35 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	128
TABELA A.18 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,40 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	128
TABELA A.19 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,45 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	129
TABELA A.20 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,50 m ³ /h.m, para a rampa II (<i>Brachiaria humidicola</i>).....	129
TABELA A.21 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,20 m ³ /h.m, para a rampa III (Tifton 85).....	130
TABELA A.22 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa III (Tifton 85), primeira aplicação.....	130
TABELA A.23 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa III (Tifton 85), segunda aplicação.....	131
TABELA A.24 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m ³ /h.m, para a rampa III (Tifton 85), terceira aplicação.....	131
TABELA A.25 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m ³ /h.m, para a rampa	

III (Tifton 85), primeira aplicação.....	132
TABELA A.26 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m ³ /h.m, para a rampa	
III (Tifton 85), segunda aplicação.....	132
TABELA A.27 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,35 m ³ /h.m, para a rampa	
III (Tifton 85).....	133
TABELA A.28 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,50 m ³ /h.m, para a rampa	
III (Tifton 85).....	133
TABELA A.29 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,65 m ³ /h.m, para a rampa	
III (Tifton 85), primeira aplicação.....	134
TABELA A.30 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,65 m ³ /h.m, para a rampa	
III (Tifton 85), segunda aplicação.....	134
TABELA A.31 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,70 m ³ /h.m, para a rampa	
III (Tifton 85).....	135

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
FIGURA 2.1 – Esquema do tratamento de esgotos pelo método da infiltração-percolação (EPA, 1981).....	44
FIGURA 2.2 – Esquema do tratamento de esgotos pelo método de infiltração rápida (EPA, 1981).....	45
FIGURA 2.3 - Escoamento superficial no solo (SMITH & SCHROEDER, 1985).....	48
FIGURA 2.4 – Efeito da declividade cruzada na distribuição do escoamento superficial no solo. Adaptado de SMITH & SCHROEDER (1983).....	63
FIGURA 3.1 – Localização da cidade de Piracicaba (FSP, 1994).....	81
FIGURA 3.2 – Vista das rampas I e II implantadas na estação elevatória do bairro Parque Piracicaba.....	82
FIGURA 3.3 – Reunião com líderes comunitários para a apresentação e esclarecimentos de dúvidas do projeto à população.....	83
FIGURA 3.4 – Visita das lideranças comunitárias ao local de implantação do projeto.	83
FIGURA 3.5 – Aplicação do efluente na cabeceira das rampas.....	86
FIGURA 3.6 – Desobstrução dos orifícios da tubulação nos pontos de aplicação do efluente.....	87
FIGURA 4.1 – Curvas de avanço da água no solo para as rampas 1 e 2.....	91
FIGURA 4.2 – Teste de infiltração rápida, para a rampa I, na área de aterro.....	92

FIGURA 4.3 – Teste de infiltração rápida, para a rampa II, na área de aterro.....	92
FIGURA 4.4 – Teste de infiltração rápida, para a rampa III, na área de corte.....	93
FIGURA 4.5 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,20 m ³ /h.m.....	99
FIGURA 4.6 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m.....	99
FIGURA 4.7 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m.....	99
FIGURA 4.8 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,35 m ³ /h.m.....	100
FIGURA 4.9 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,50 m ³ /h.m.....	100
FIGURA 4.10 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,65 m ³ /h.m.....	100
FIGURA 4.11 – DBO remanescente (C/Co), taxas de aplicação de 0,75 m ³ /h.m (rampa I) e 0,70 m ³ /h.m (rampa III).....	101
FIGURA 4.12 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,20 m ³ /h.m.....	101
FIGURA 4.13 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m.....	101
FIGURA 4.14 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m.....	102
FIGURA 4.15 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,35 m ³ /h.m.....	102
FIGURA 4.16 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,50 m ³ /h.m.....	102
FIGURA 4.17 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,65 m ³ /h.m.....	103
FIGURA 4.18 – DBO remanescente (C/Co), taxas de aplicação de 0,75 m ³ /h.m (rampa I) e 0,70 m ³ /h.m (rampa III).....	103
FIGURA A.1 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,20 m ³ /h.m, primeira aplicação.....	136
FIGURA A.2 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, primeira aplicação.....	138
FIGURA A.3 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, segunda aplicação.....	140

FIGURA A.4 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m, primeira aplicação.....	142
FIGURA A.5 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m, segunda aplicação.....	144
FIGURA A.6 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,35 m ³ /h.m.....	146
FIGURA A.7 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,40 m ³ /h.m, primeira aplicação.....	148
FIGURA A.8 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,40 m ³ /h.m, segunda aplicação.....	150
FIGURA A.9 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,65 m ³ /h.m.....	152
FIGURA A.10 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,75 m ³ /h.m.....	154
FIGURA A.11 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 1,00 m ³ /h.m.....	156
FIGURA A.12 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,20 m ³ /h.m.....	158
FIGURA A.13 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, primeira aplicação.....	160

FIGURA A.14 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, segunda aplicação.....	162
FIGURA A.15 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m, primeira aplicação.....	164
FIGURA A.16 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m, segunda aplicação.....	166
FIGURA A.17 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,35 m ³ /h.m.....	168
FIGURA A.18 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,40 m ³ /h.m.....	170
FIGURA A.19 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,45 m ³ /h.m.....	172
FIGURA A.20 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,50 m ³ /h.m.....	174
FIGURA A.21 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,20 m ³ /h.m.....	176
FIGURA A.22 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, primeira aplicação...	178
FIGURA A.23 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, segunda aplicação....	180

FIGURA A.24 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m ³ /h.m, terceira aplicação....	182
FIGURA A.25 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m, primeira aplicação....	184
FIGURA 7.26 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,30 m ³ /h.m, segunda aplicação....	186
FIGURA 7.27 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,35 m ³ /h.m.....	188
FIGURA 7.28 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,50 m ³ /h.m.....	190
FIGURA A.29 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,65 m ³ /h.m, primeira aplicação....	192
FIGURA A.30 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,65 m ³ /h.m, segunda aplicação....	194
FIGURA A.31 – Variação do pH (a), DQO [mg O ₂ /L] (b), DBO [mg O ₂ /L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,70 m ³ /h.m.....	196

INTRODUÇÃO

Devido ao crescimento acelerado e desordenado de diversos núcleos urbanos, que se converteram em degradação do ambiente, e conseqüente escassez dos mananciais de água próprios para o consumo humano, além do aspecto sanitário, a preocupação com a qualidade da água descartada, após sua utilização, tanto na forma de esgoto doméstico quanto industrial, assume grande importância nas discussões ambientais atuais. Esta preocupação impulsionou o desenvolvimento e o aprimoramento, através de pesquisas, das técnicas para tratamento de esgoto.

As técnicas tradicionais para tratamento de esgoto são de alto custo, tanto de implantação como manutenção. Desse modo, técnicas alternativas que diminuam despesas e garantam semelhantes desempenhos do sistema e características do efluente tratado são de grande interesse para o setor público e privado.

Uma associação entre o tratamento de esgoto doméstico e a agricultura é um dos avanços conseguidos por diversos pesquisadores. A reutilização do efluente na agricultura pode se dar na forma de água para irrigação com elevado teor de nutrientes (nitrogênio, fósforo) e matéria orgânica. Pode, portanto, ser uma alternativa de baixo custo para a nutrição de plantas, trazendo benefícios diretos à produção agrícola e ao ambiente (remoção e recuperação do N e P e redução da matéria orgânica). Além de poder recuperar solos pobres.

Uma das técnicas para a aplicação de esgoto utilizada é o Método do Escoamento Superficial (“Overland Flow”). Pesquisas realizadas aplicando-se este método, tanto para o tratamento de

esgotos domésticos quanto industriais, revelaram-se bastante promissoras. O método proporciona uma boa eficiência de remoções da demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo, nitrogênio, sólidos sedimentáveis e suspensos e metais pesados. É um sistema de tratamento simples e de baixo custo, porém, ainda necessita de pesquisas complementares para um maior conhecimento do seu comportamento e seus riscos ambientais (CORAUCCI FILHO, 1992; NOUR, 1990). A obtenção de resultados e parâmetros mais confiáveis permitirá aos órgãos de fiscalização apreciarem e aprovarem projetos desta natureza com mais segurança.

O escoamento superficial no solo é uma maneira controlada de descarga, em que uma grande quantidade de efluente escoar sobre uma rampa. Os solos indicados para este tipo de disposição são os de baixa permeabilidade, preferencialmente os argilosos, a fim de impedir a infiltração de água contaminada nas camadas mais profundas do solo, o que poderia comprometer os corpos d'água. A rampa recebe uma vegetação suporte que promove um "habitat" para a biota responsável pelo processo de tratamento, evita erosões, retém sólidos e remove nitrogênio, fósforo e metais pesados. À medida que o efluente escoar pela área, uma quantidade se evapora, uma porção se infiltra e o restante é coletado em canais. O tratamento se processa devido à filtração dos sólidos em suspensão pela vegetação e a oxidação da matéria orgânica realizada pelas bactérias existentes na cobertura vegetal (GILDE *et al.*, 1971; FIGUEIREDO, 1985; TEDALDI & LOEHR, 1991; SURAMPALLI *et al.*, 1996).

1 OBJETIVOS

Seguem abaixo, os objetivos gerais e específicos da pesquisa.

1.1 OBJETIVOS GERAIS

Este projeto tem como intuito dar continuidade às pesquisas com o sistema de escoamento superficial no solo, iniciadas pela equipe de pesquisadores da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Pretende-se comparar a eficiência de duas espécies de gramíneas, utilizadas como vegetação suporte, no tratamento de esgoto sanitário pelo método do escoamento superficial no solo.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar o desempenho do sistema através dos parâmetros pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos (SS) e Fósforo Total, trabalhando com duas espécies de vegetações suportes.

Comparar a eficiência das vegetações empregadas no tratamento do esgoto sanitário, pelo método do escoamento superficial, através da DBO remanescente.

Definir as melhores taxas de aplicação para cada espécie de vegetação.

Calcular a carga orgânica dos afluentes e efluentes para as taxas de aplicação de melhor desempenho.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção é apresentada uma compilação dos trabalhos científicos utilizados como base teórica no desenvolvimento deste projeto.

2.1 TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO SOLO

Os sistemas de tratamento de águas residuárias no solo tornam-se populares tanto em pequenas como grandes comunidades. Os três tipos de aplicações mais comuns são: irrigação, infiltração rápida e escoamento superficial.

Os tratamentos de esgotos no solo se baseiam nos processos dinâmicos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no solo. Como resultado, o esgoto aplicado é degradado, transformado e imobilizado. São os mesmos processos que ocorrem em um sistema de tratamento convencional. A diferença reside no fato de, neste tipo de tratamento, todos os processos ocorrerem em um único reator, não confinado, preenchido com partículas de solo. Enquanto, nos sistemas convencionais, os processos ocorrem em tanques separados, preenchidos com um líquido ou mistura (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Os sistemas convencionais são constituídos das seguintes etapas: sedimentação, tratamento biológico, estabilização e disposição do lodo. Se necessário, um tratamento terciário deve incluir as etapas: remoção de nutrientes, adsorção, troca de íon, filtração e processos de precipitação química (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Um sistema de tratamento no solo pode ser considerado como um reator único onde ocorrem, ao mesmo tempo, processos biológicos, físicos e químicos, e contém partículas (solo)

que filtram o esgoto aplicado e transformam (adsorvem, trocam, precipitam) muitos dos compostos químicos aplicados; bactérias e microrganismos (anelídeos - minhocas, etc.) que estabilizam os orgânicos aplicados; e, vegetação que retém os nutrientes e os compostos inorgânicos para seu crescimento (LOEHR & OVERCASH, 1985).

O tratamento biológico ocorre na camada mais superficial do solo à medida que os microrganismos estabilizam os orgânicos aplicados. Neste tipo de tratamento, não há lodo de esgoto gerado que necessite de tratamento e disposição final. Qualquer elevação de biomassa permanece no solo até que ocorra sua degradação natural e estabilização, quando será incorporada ao húmus no solo (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Através da Tabela 2.1 pode-se comparar os sistemas de tratamento no solo e os sistemas de tratamento convencionais secundários.

O tratamento no solo pode ser energeticamente mais vantajoso. Neste tipo de tratamento a energia é necessária para o transporte do efluente até o local do tratamento e sua aplicação. Em sistemas convencionais, a energia é necessária para transportar, misturar, aerar e manusear fluxos paralelos (retorno do lodo, recirculação do efluente) e residuais (escuma e lodo digerido) (LOEHR & OVERCASH, 1985).

As recomendações dos órgãos reguladores federais e estaduais norte-americanas, para os sistemas de tratamento de águas residuárias no solo, destacam que os resíduos devem ser aplicados ao solo ou ao sistema solo-vegetação, a taxas e períodos de tempo, de modo que o solo não perca o seu uso predeterminado: depois de utilizado para o tratamento de esgotos, o solo deve ser capaz de retornar às condições desejadas para usos específicos definidos, como o plantio agrícola, o reflorestamento e a construção de áreas verdes ou parques (LOEHR & OVERCASH, 1985).

TABELA 2.1 – Comparação entre o tratamento de esgoto no solo e o tratamento secundário convencional (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Tratamento	Tempo de Retenção		Produção de Lodo	Eficiência de Remoção (%)					Aeração	Energia	Microrganismos
	Líquido	Sólido		DBO	SS	N	P	Metais			
Tratamento no Solo	Longo (semanas) ^a	Infinito	Nenhuma	≥96	≥99	30-50	≥99	≥90	Ocorre através da fase de difusão de gás nos períodos de não-aplicação	Para o bombeamento e aplicação	Diversos e em quantidades maiores do que nos sistemas convencionais
Tratamento Secundário Convencional	Curto (6-24 horas)	10-50 dias	Considerável	85-90	85-90	15-20	10-15	10-20	Fornecida através de aeração superficial ou ar difuso	Para bombeamento, mistura, aeração, e manuseio, tratamento e disposição do lodo	Bactérias, protozoários e formas avançadas

(a) exceto infiltração rápida e alguns sistemas de escoamento superficial.

Para se alcançar este propósito, há duas alternativas: durante a operação, o lugar poderia ser mantido em condições que se enquadrem aos propósitos finais desejados, previamente estabelecidos no projeto do sistema de tratamento, ou; menores preocupações são despendidas durante o período de operação, mas um investimento substancial deve ser realizado ao final da utilização do local para se alcançar as referências ambientais desejadas (LOEHR & OVERCASH, 1985).

O primeiro método, geralmente, tem um risco e incerteza ambiental menor durante o período de operação e o final da utilização do terreno. Está, portanto, mais próximo dos padrões de projeto para desempenho confiável e permite maiores variações para o efluente sem riscos adversos durante a operação (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Ele assume que o solo é um recurso natural insubstituível. Se o solo estiver livre de contaminantes poderá ser utilizado sem restrições excessivas e as plantas que se desenvolverem nele não conterão índices de poluição prejudiciais à natureza. O uso potencial do solo pode ser comprometido ao se permitir o acúmulo de poluentes durante uma vida útil elevada do sistema de tratamento. O objetivo do controle, através da legislação, é prevenir este acúmulo no solo utilizado (CHANG et al., 1996).

Um dos critérios para que um sistema de tratamento de esgotos no solo possa ser considerado ecológico é que não ocorra a poluição das águas superficiais, das águas subterrâneas e do solo. Este sistema pode existir se os limites ambientais específicos não forem excedidos. Estes limites se relacionam às concentrações de orgânicos e inorgânicos no solo, água e/ou vegetação. As reações que ocorrem para degradar, transformar e imobilizar os constituintes do esgoto aplicado e as características da água, solo e vegetação (se existir alguma) são importantes para a determinação das taxas de aplicação que não excedam aos limites ambientais impostos (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Uma vantagem em se utilizar a primeira alternativa está relacionada à não exigência de conhecimentos aprofundados sobre o destino, o transporte, os caminhos de exposição e as relações de quantidades aplicadas e sua conseqüente resposta ao meio para os poluentes. Os

limites numéricos são obtidos através de um simples balanço de massa e os resultados são aplicados universalmente. Entretanto, o custo líquido do tratamento e disposição do esgoto será maior porque uma maior quantidade de área será requerida ou tecnologias mais elaboradas deverão ser utilizadas (CHANG et al., 1996).

A segunda alternativa citada maximiza a capacidade do solo em assimilar e degradar os poluentes. Tem como princípio usar a capacidade máxima do solo em tratar o material aplicado. Se as operações da aplicação são implantadas e monitoradas adequadamente, a acumulação de poluentes não atingirá níveis prejudiciais à natureza ou aos indivíduos expostos a eles (CHANG et al., 1996).

Loehr & Overcash (1985) apresentam uma descrição das fases mais importantes que ocorrem num sistema de tratamento no solo. Os mecanismos do sistema e as taxas de reações químicas, independente da origem ou tipo de esgoto, são bastante parecidas (efluente municipal, lodo, esgoto industrial ou lixo tóxico). Três fases distintas englobam os caminhos de assimilação num sistema solo-vegetação:

1. Degradação microbiológica ou química de componentes orgânicos;
2. imobilização e reação química de metais e cátions com pequena migração significativa; e,
3. movimento de ânions, como nitrato ou cloreto, com a água do solo.

A taxa de degradação depende de fatores climáticos como a temperatura e, normalmente, ocorre através de uma reação de 1^a ordem. Para que ocorra biodegração adequada, uma quantidade suficiente de nutrientes deve estar disponível no solo. Nitrogênio, fósforo e potássio podem ser adicionados ao solo, se o esgoto aplicado for deficiente nestes componentes e se o solo contiver quantidade inadequada (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Constituintes inorgânicos inertes são retidos e acumulados no solo por adsorção ou precipitação mas não são decompostos (cátions). Com aplicações intermitentes ocorre uma acumulação gradual. A capacidade de assimilação ou limitação destes constituintes é baseada no limite de acumulação aceitável. Alguns exemplos destes limites são: a quantidade de cádmio no solo, limites de fito-toxicidade nas plantas para metais e concentrações de sais inibidoras.

Quando estes limites são alcançados, as aplicações devem ser interrompidas. O monitoramento de constituintes específicos pode verificar e refinar taxas de aplicações iniciais e a vida útil esperada do local. Como os padrões de acumulação atualmente utilizados parecem ser ambientalmente conservadores, um programa de monitoramento para identificar a taxa em que se aproxima a um limite de acumulação pode levar a uma ampliação da vida do sistema (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Os limites para constituintes móveis são baseados na não-extrapolação dos padrões de qualidade das águas subterrâneas. Balanços de massa que incluem precipitação, infiltração, emissões gasosas e solubilização de constituintes podem ser utilizados para a determinação de taxas de aplicação adequadas. Neste contexto, os níveis de contaminação permitidos são pequenos (CHANG et al., 1996).

A implementação de um sistema de tratamento de esgoto no solo, assim como qualquer tipo de sistema, se inicia com um levantamento inicial e termina com o treinamento dos operadores e monitoração em longo prazo. Um controle interativo deve ocorrer durante todo o período de projeto e desenvolvimento do processo.

A concepção do projeto envolve diversas fases. A primeira fase compreende a caracterização do esgoto, uma avaliação situacional específica que está relacionada aos processos envolvidos na geração do objeto a ser tratado. Na Tabela 2.2 são mostrados alguns parâmetros principais que requerem análises e avaliações, baseados nas legislações norte americana e européia. (LOEHR & OVERCASH, 1985 e MARECOS DO MONTE; ANGELAKIS & ASANO, 1996).

TABELA 2.2 – Características do esgoto que devem ser avaliadas para a maioria dos sistemas de tratamento de esgotos no solo. (Adaptado de LOEHR & OVERCASH, 1985 e MARECOS DO MONTE, M. H.; ANGELAKIS & ASANO, 1996).

Parâmetros	
Volume ou Vazão	Cálcio
Fósforo Total	Magnésio
Nitrogênio Total	Carbono
Nitrogênio Amoniacal	Boro
pH	Arsênico
Condutividade	Cobre
Sólidos Dissolvidos Totais	Zinco
Sólidos Totais	Chumbo
Sólidos Suspensos Totais	Níquel
Sulfato Total	Cádmio
Cloro	“Outros metais relevantes”
Sódio	Demanda Química de Oxigênio
Potássio	Demanda Bioquímica de Oxigênio

Estes parâmetros não estão listados em nenhuma ordem de prioridade.

Sempre que possível, valores mínimos e máximos de um parâmetro, assim como valores médios, devem ser disponibilizados.

A segunda fase é a determinação da capacidade de assimilação do solo. Esta capacidade é uma medida quantitativa do potencial de um dado local para tratar os elementos do esgoto e alcançar os objetivos ambientais descritos. A determinação da capacidade da assimilação do local é a especificação do esgoto e do local. É determinada através de reações físicas, químicas e biológicas conhecidas; aprofundamento científico e princípios de engenharia; e, experiência de campo. Pesquisas detalhadas para estimar a capacidade de assimilação para a implantação do sistema dificilmente são necessárias. Os seguintes parâmetros são avaliados e utilizados para a determinação desta capacidade:

1. condições climáticas;
2. topografia;
3. geologia, condições das águas subterrâneas e localização das águas superficiais;
4. propriedades do solo de horizontes críticos; pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, capacidade de saturação (permeabilidade) e; capacidade de adsorção de fósforo;
5. uso atual e potencial da vegetação.

As condições climáticas são importantes porque elas afetam o balanço de água no local, a estação de crescimento da vegetação, o período de aplicação do esgoto e seu período de armazenamento. Os solos são usualmente permeáveis e cultiváveis como os argilosos, argilo-arenosos e barro-argilosos. Tais solos permitem que as condições anaeróbias sejam mantidas após a aplicação do efluente, possibilitam a drenagem de grandes eventos de chuvas, além de permitirem incorporação relativamente fácil do esgoto. Entretanto, para projetos onde se utiliza o tratamento por escoamento superficial, os solos devem ser impermeáveis (LOEHR & OVERCASH, 1985).

A terceira fase é a integração da caracterização do esgoto e as determinações da capacidade de assimilação do local. Esta integração resulta da análise do elemento limitante do solo ou parâmetro limitante. Este parâmetro leva em consideração que o solo possui uma capacidade de assimilação para elementos orgânicos e inorgânicos. Deste modo, esta capacidade não pode ser excedida se o intuito é um tratamento com bases ecológicas. O parâmetro que implica na utilização da menor taxa de aplicação e, conseqüentemente, da maior área de aplicação, é o parâmetro limitante. A utilização desta área significa que os outros elementos do esgoto são aplicados a uma taxa conservadora.

Diversos parâmetros podem ser limitantes: nitrato percolado do solo para as águas subterrâneas; cádmio em cadeias agrícolas voltadas à alimentação; elementos orgânicos sintéticos na superfície; águas subterrâneas e culturas agrícolas; sais que inibem a germinação de sementes ou metais tóxicos nas plantas (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Para Loehr & Overcash (1985) há dois resultados principais da análise do parâmetro limitante. O primeiro é a determinação da área necessária e que locais são aceitáveis para a aplicação do esgoto em consideração. O segundo é que os elementos críticos que controlam ou limitam a taxa de aplicação sejam identificados. O primeiro ponto é importante para a aquisição da área e conseqüente projeto. O segundo é importante porque os parâmetros limitantes determinam:

1. os parâmetros mais apropriados ou críticos e locais de monitoração (vegetação, solo, águas subterrâneas, etc);
2. os parâmetros específicos, para o controle de cada tipo de efluente, que poderiam levar a uma redução direta nos custos de tratamento no solo e;
3. os parâmetros mais relevantes, nos quais se deter, para melhorar a caracterização do efluente ou a capacidade de assimilação do local.

Em sistemas de tratamento de esgotos no solo, há muitos caminhos de exposição dos poluentes nos quais podem ocorrer contato humano. Neste caso, um aprofundado conhecimento destes caminhos e dos parâmetros que definem as taxas e quantidades permitidas para aplicação dos contaminantes é essencial. Cada possível poluente deve ser identificado, acompanhado em seu trajeto de coleta, tratamento e descarte, além de ter um limite quantitativo (CHANG et al., 1996).

Problemas sobre contaminação do ambiente e risco para a saúde humana devido a sistemas de tratamento de águas residuárias no solo são apresentados nos trabalhos de Gallegos *et. al.*(1999) e Habbari et al. (2000). O primeiro trabalho trata da contaminação dos lençóis freáticos por nitrato do Vale Mezquital, localizado a 50 km ao norte da Cidade do México, onde em 85.000 ha são aplicados, na agricultura, esgotos sanitários provenientes da Cidade do México. O segundo trabalho enfoca o alto risco de contaminação da população, por parasitas, devido a um sistema de aplicação de esgoto na agricultura, em uma área de 600 ha, na região de Beni-Mellal, Marrocos.

As agências reguladoras devem ser mantidas informadas durante toda a fase de projeto e implantação. Os indivíduos dessas agências podem fornecer experiências úteis para se guiar o projeto, identificar os grupos públicos ou privados que devem ser mantidos informados e os procedimentos e legislações que devem ser seguidos. Quanto mais cedo ocorra a interação com as agências reguladoras pertinentes, mais fácil se torna a aquisição das permissões necessárias (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Pode haver uma resistência pública aos projetos de tratamento no solo devido ao questionamento da habilidade do projeto em proteger o bem público, o ambiente e os valores de propriedade. O envolvimento da população durante as diversas fases do projeto e explicações lógicas dos passos tomados para esta proteção, como a análise do parâmetro limitante, pode ser uma referência educacional valiosa (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Há uma considerável diversidade de sistemas de tratamento no solo e equipamentos que podem ser utilizados. Os sistemas incluem: irrigação por aspersão, escoamento superficial, infiltração rápida e aplicação sub-superficial. A engenharia requerida para estes sistemas traduz as informações obtidas em testes no local; caracterização do esgoto; conceitos de projetos para a especificação de tamanhos, dimensões, características de operação, localização, tipo de equipamentos e desenhos; que convertam estas informações em uma forma aceitável para a revisão legal e final implementação. Este esforço é realizado para cada um dos seguintes componentes do sistema de tratamento no solo (LOEHR & OVERCASH, 1985):

1. sistema de aplicação e equipamentos (esgoto líquido ou lodo);
2. transporte da origem para o local de aplicação;
3. estocagem, essencial devido a fatores climáticos e operacionais;
4. sistema vegetativo e equipamentos agrícolas associados;
5. modificações do local (diversões, terraços, controle do escoamento, etc);
6. zonas envolvidas, aceitação da comunidade e melhoria do lugar;
7. sistemas de controle; e,
8. monitoramento.

O potencial para o solo tratar vários constituintes do esgoto é razoavelmente conhecido. Entretanto, a capacidade de assimilação de um local e, desta forma, a taxa de aplicação para um elemento específico pode ser baixa. Nestas circunstâncias, uma redução no elemento de controle do esgoto leva a uma redução no tamanho do sistema de tratamento e, conseqüentemente, nos custos (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Estas reduções podem ocorrer através de um controle na fonte geradora ou através de um pré-tratamento. Isto tornaria o esgoto mais adequado (de uma forma econômica) ao tratamento no solo. Por exemplo, se o sistema de pré-tratamento e subseqüente aplicação no solo é menos dispendioso do que a aplicação direta no solo, então, o controle na fonte ou pré-tratamento é economicamente viável (LOEHR & OVERCASH, 1985).

Os métodos de disposição de esgotos no solo seguem a mesma linha das disposições das águas utilizadas pela irrigação agrícola: é necessário que esta distribuição seja uniforme e que não prejudique a estrutura do solo devido a ações físicas (BERNARDES, 1986). Conseqüentemente, a nomenclatura utilizada para a disposição de esgotos no solo é a mesma utilizada na irrigação.

Os métodos de irrigação são definidos como: de aspersão, de superfície e, de subsuperfície. Os métodos de aspersão são aqueles que simulam as chuvas através da distribuição da água sob pressão. Esta água é aspergida sobre o solo em forma de pequenas gotas. É adequado a solos com boa capacidade de infiltração e de topografia ondulada, onde uma sistematização e um terraceamento têm uma execução difícil. Os métodos de superfície são aqueles onde a distribuição das águas é realizada, através de canais, em um sistema de escoamento superficial. Para que a distribuição ocorra, é necessária a acumulação da água no solo, conseqüência de uma taxa de aplicação maior do que a taxa de infiltração do terreno. O escoamento ocorre pela ação da gravidade, aliada à declividade da área. O bom funcionamento deste tipo de sistema depende de uma escolha adequada da taxa de aplicação, que deve ser suficientemente elevada para permitir uma rápida distribuição da água, pela superfície, e suficientemente baixa para evitar problemas de erosão no solo. Este método pode, ainda, ser dividido em dois grupos: inundação (quando toda a área é coberta pela água) e, sulcos ou gotejo (quando ocorre uma cobertura parcial). No caso

dos sistemas de inundação, o movimento deve ocorrer sem a formação de sulcos ou caminhos preferenciais, para isso, a área que recebe o líquido deve ter pequena declividade, sem depressões e ondulações. Os métodos de subsuperfície são aqueles onde a distribuição de água ocorre na camada subsuperficial do solo. A água chega diretamente à zona radicular da planta. Esta distribuição é realizada através de tubulação perfurada ou pela própria porosidade do solo (BERNARDES, 1986).

Dos métodos de irrigação mencionados, os métodos de aspersão e superficiais são os mais indicados para a distribuição do esgoto no solo. Devido a presença de sólidos suspensos no esgoto, o método de subsuperfície exige uma operação bastante complicada, inviável em algumas situações (BERNARDES, 1986).

No caso dos sistemas de tratamento pelo método do escoamento superficial, os sistemas de lançamento do esgoto sanitário podem ser de topo ou distribuídos. Sistema de distribuição de topo incluem: registro de superfície, tubulação de plástico perfurada ou de encaixe e, “sprays” de baixa pressão. Uma aplicação distribuída envolve a utilização de aspersores de alta pressão (35 a 55 N/cm^2) que espalham a carga numa área ampla e o resultado é análogo à diluição obtida em um reator “tanque de mistura completa” – a distribuição de cabeceira é análoga a um reator “plug-flow” (SMITH & SCHROEDER, 1983).

Ambos os sistemas podem ser utilizados com qualquer tipo de esgoto municipal, embora o pré-tratamento varie. Porém, os sistemas distribuídos deveriam ser utilizados para resíduos industriais com altas taxas de DBO_5 e concentrações de sólidos suspensos. A transferência de oxigênio deve se tornar o fator limitante no tratamento quando a DBO_5 excede os 400 g/m^3 e a carga deve ser distribuída para estes efluentes. A distribuição por aspersores evita a acumulação de sólidos no ponto de aplicação (SMITH & SCHROEDER, 1983).

Os sólidos no efluente apresentam problemas nos dois tipos de sistemas de aplicação. Um gradeamento e decantação devem ser realizados para se evitar o entupimento das tubulações. Evidentemente, a disposição final deste resíduo deve ser prevista em projeto (SMITH & SCHROEDER, 1983).

Independente do método de irrigação utilizado, pode-se classificar o tratamento de esgoto no solo como: infiltração-percolação, infiltração rápida e, escoamento superficial (BERNARDES, 1986).

A escolha do método está relacionada às características físicas do solo na área de distribuição, e à relação entre a capacidade de infiltração e a taxa de aplicação. De forma geral, o que condiciona a escolha do método de tratamento é a forma como o esgoto vai escoar sobre o terreno (BERNARDES, 1986).

Para os métodos de infiltração-percolação e infiltração rápida, o processo de tratamento ocorre por filtração do afluente e degradação da matéria orgânica pelos microrganismos presentes no solo, com predominância da ação biológica na camada mais superficial do solo. Nestes métodos, os períodos de aplicação devem ser alternados, a fim de permitir a aeração do solo, e conseqüente sobrevivência dos organismos aeróbios. Os sistemas devem contar com lagoas de armazenamento para, no caso de períodos de chuvas constantes, não se dispor o excesso de esgoto nos corpos d'água sem ocorra o devido tratamento (BERNARDES, 1986).

O método de infiltração-percolação consiste na aplicação de esgoto em uma superfície com vegetação. O efluente sobre tratamento no seu deslocamento na matriz do solo-planta. Parte do fluxo percola em direção às águas subterrâneas e parte é utilizada pela vegetação. Possibilidades de escoamento superficial do líquido aplicado são evitadas em projeto (EPA, 1981). Na Figura 2.1 é apresentado um leiaute do tratamento.

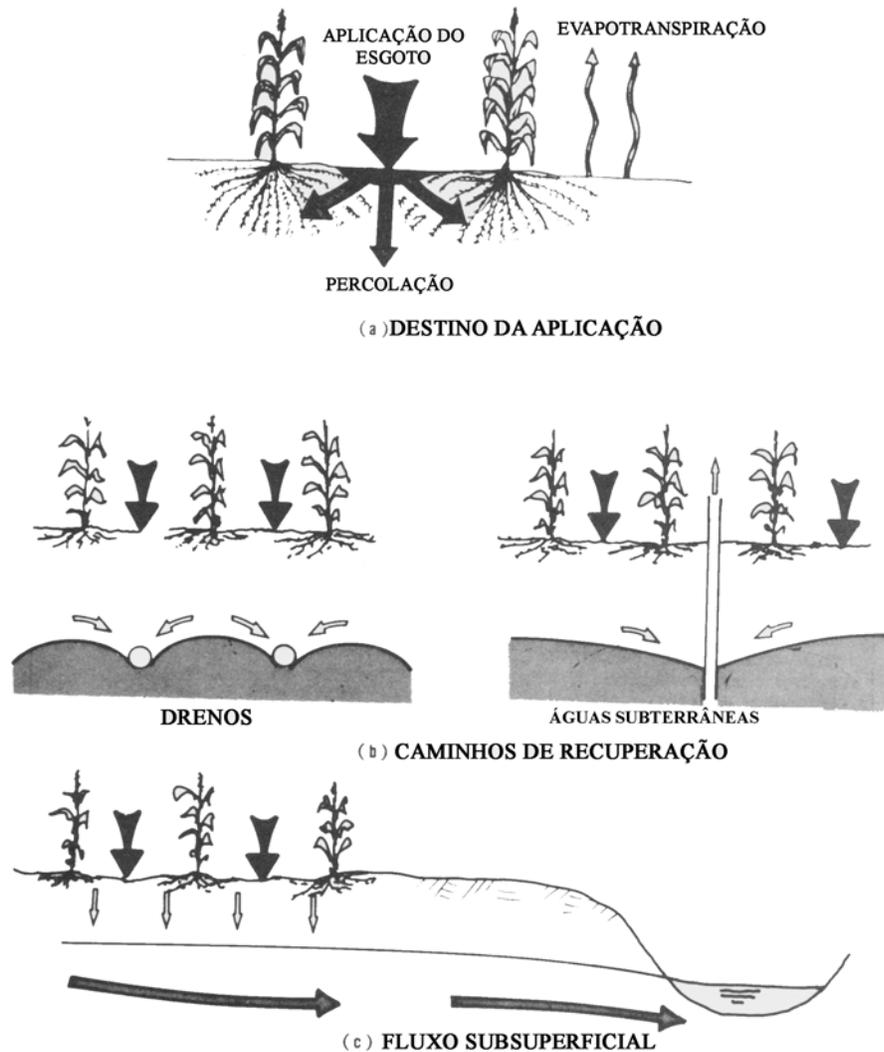


FIGURA 2.1 – Esquema do tratamento de esgotos pelo método da infiltração-percolação (EPA, 1981).

No sistema de infiltração rápida, a maior parte do esgoto aplicado percola através do solo. O efluente tratado é naturalmente drenado para as águas superficiais ou subterrâneas. O líquido é aplicado, em solos com alta ou moderada permeabilidade, em bacias artificiais ou através de aspersores. O esgoto é tratado durante o seu trajeto na matriz do solo. Neste sistema, a utilização de uma vegetação suporte não é necessária (EPA, 1981). Pode-se observar um leiaute do sistema na Figura 2.2.

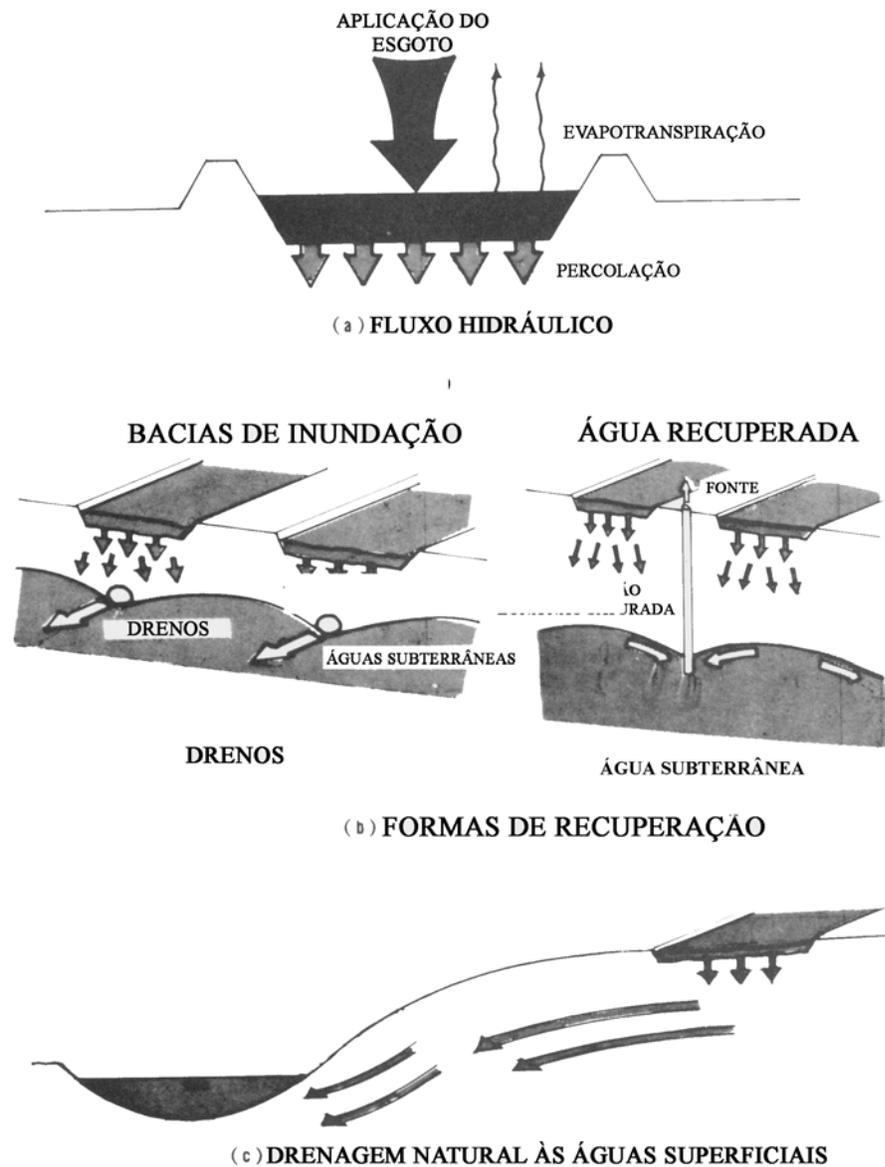


FIGURA 2.2 – Esquema do tratamento de esgotos pelo método de infiltração rápida (EPA, 1981).

No método de escoamento superficial, o solo tem participação desprezível na depuração do efluente devido à sua baixa capacidade de infiltração. O solo serve como base para a vegetação suporte que filtra o esgoto e fixa os microrganismos responsáveis pela mineralização

da matéria orgânica que será, depois de depurada, consumida pelas plantas (BERNARDES, 1986).

As características mais importantes do solo que condicionam os métodos de tratamento de esgoto são a textura, a capacidade de infiltração, a espessura, a permeabilidade, a drenagem e a Relação de Adsorção do Sódio (RAS) (BERNARDES, 1986).

No caso da textura, tem-se que solos com maiores teores de argila proporcionam uma maior eficiência de remoção e retenção de poluentes. Solos com maiores teores de areia possibilitam maiores taxas de aplicação. De um modo geral, qualquer textura, capacidade de infiltração, espessura, permeabilidade e drenagem permitem a aplicação de esgotos no solo, o que deve ser escolhido é um método de depuração adequado às características do terreno (BERNARDES, 1986).

A RAS associa a concentração de sódio presente no solo com as concentrações de cálcio e magnésio. Quando há uma concentração de sódio elevada, em comparação às concentrações de cálcio e magnésio, em solos argilosos, tem-se o inchamento e a impermeabilização do solo. Isto impede a sua aeração quando molhado. Por isso, concentrações balanceadas destes elementos são necessárias no solo e esgoto. Para valores da RAS maiores que 9 é necessária uma verificação das possibilidades de inchamento. Valores de RAS superiores a 15, geralmente, inviabilizam o tratamento (BERNARDES, 1986).

O valor da RAS é obtido através da expressão 2.1:

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\frac{\sqrt{[Ca^{++}] + [Mg^{++}]}}{2}} \quad (2.1)$$

Segundo Von Sperling (1995 e 1996c), a escolha de um método de tratamento deve se pautar em aspectos técnicos e econômicos. Os primeiros tendem a prevalecer em países desenvolvidos. Os segundos, em países em desenvolvimento. Para o autor, a escala de prioridade

(da maior para a menor) em países desenvolvidos é: eficiência, confiabilidade, disposição do lodo, requisitos de área, impactos ambientais, custos de operação, custos de implantação, sustentabilidade e simplicidade. Em países em desenvolvimento é: custos de implantação, sustentabilidade, custos de operação, simplicidade, eficiência, confiabilidade, disposição do lodo, requisitos de área e impactos ambientais.

Quando se caracteriza o solo como um sistema de tratamento, e o sistema solo-planta como um reator renovável, o esgoto deixa de ser um agente poluidor para se tornar uma fonte de energia. Nos tratamentos de esgotos no solo, a energia (macro e micro nutrientes) obtida com a mineralização da matéria orgânica, que nos sistemas convencionais de tratamento é direcionada aos corpos receptores, é utilizada para a produção de alimentos, recarga de aquíferos, irrigação de bosques, parques e áreas de lazer (PAGANINI, 1998).

A aplicação de esgotos no solo, com a finalidade de seu tratamento, deve ser realizada de forma adequada para que o sistema não entre em colapso. Isto desvirtuaria suas funções originais, pois foi concebida para atuar como um sistema de renovação (reciclagem) de água pautado nas leis da natureza. Seus maiores benefícios são adiar grandes investimentos e proteger o ambiente (PAGANINI, 1998).

2.2 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PELO MÉTODO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O método do escoamento superficial é um processo biológico de tratamento de esgotos sanitários, pois, reproduz, de certa maneira, processos naturais que ocorrem em corpos d'água após o lançamento de despejos. Neste tipo de situação, a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes através de mecanismos naturais – autodepuração. Numa estação de tratamento de esgotos o processo ocorre com o aporte tecnológico. Isto permite que o processo ocorra em condições controladas e em taxas mais elevadas (VON SPERLING, 1996b).

O sistema de escoamento superficial tem-se demonstrado um sistema de baixo custo e energeticamente eficiente para o tratamento de águas residuárias municipais (CORAUCCI FILHO, 1992).

Neste método, o esgoto é aplicado na cabeceira de uma rampa com uma certa declividade e escoam ao longo de seu comprimento, onde sofre tratamento físico, químico e biológico devido ao contato com o solo, a vegetação e microrganismos existentes no meio. Após percorrer todo o comprimento da rampa, é recolhido por valas instaladas na sua parte inferior. O terreno utilizado deve possuir baixa permeabilidade para evitar percolações. Isto garante que a maior parte do efluente aplicado no sistema saia deste na forma de “runoff”. Esta precaução evita possíveis contaminações de lençóis freáticos no local das instalações (TEDALDI & LOEHR, 1991; VON SPERLING, 1996a). Uma ilustração do sistema pode ser vista na Figura 2.3.

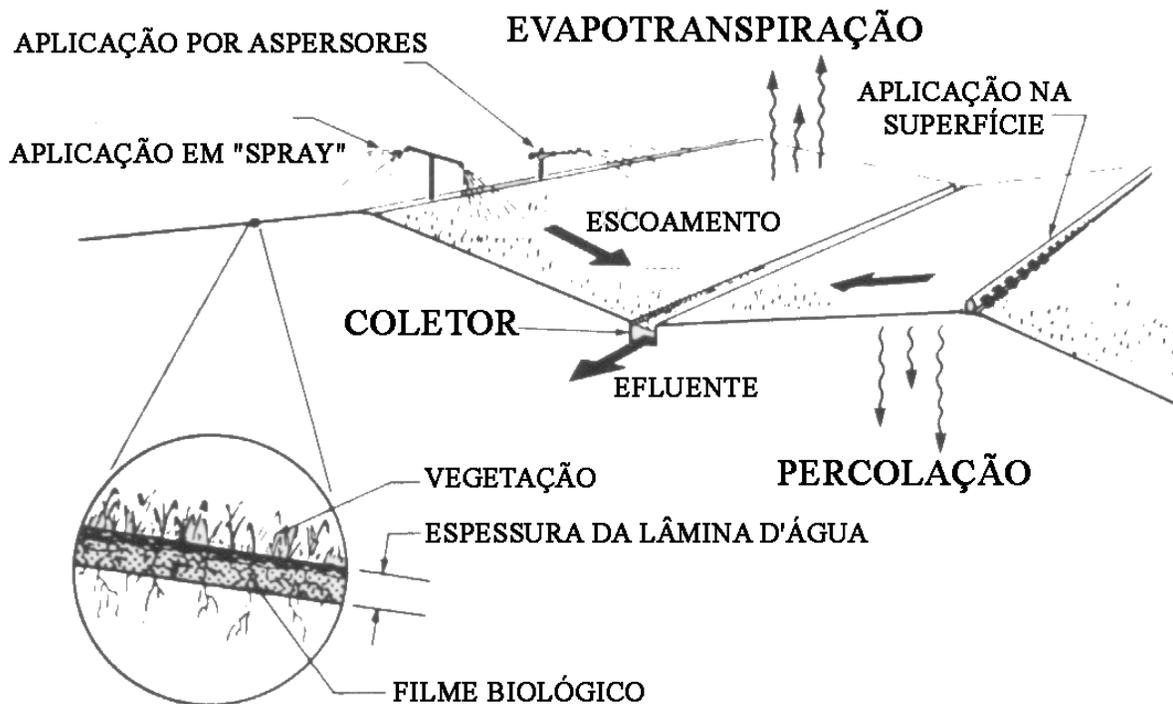


FIGURA 2.3 - Escoamento superficial no solo (SMITH & SCHROEDER, 1985).

Este tipo de tratamento é recomendado para locais que têm solos relativamente impermeáveis, porém, este sistema também tem apresentado bons resultados em solos moderadamente permeáveis com subsolos impermeáveis (CORAUCCI FILHO, 1992).

Trabalhos desenvolvidos por Coraucci Filho (1992) e Smith & Schoroeder (1985) provaram que o desempenho do sistema é diretamente relacionado ao comprimento da rampa e inversamente relacionado à taxa de aplicação. Deste modo, rampas mais longas são utilizadas para taxas de aplicações elevadas, e rampas mais curtas para taxas menores. Isto permite alcançar eficiências de tratamento equivalentes para diversas taxas de aplicação.

Estudos também demonstraram que baixas declividades para as rampas, abaixo dos 2% - mínimo recomendado pela “Environment Protection Agency – EPA, USA” (agência que regula sobre sistemas de tratamento de esgotos nos Estados Unidos) – trabalham muito bem, pois baixas declividades promovem uma melhor distribuição lateral e permitem um maior tempo de contato entre o esgoto e o sistema (ampliação do tempo de detenção), melhorando a taxa de remoção de DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias e 20°C (SURAMPALLI et al., 1996).

No sistema de tratamento de águas residuárias através do método do escoamento superficial a água residuária é filtrada e estabilizada ao escoar pela superfície do solo a qual contém uma cobertura vegetal, que usualmente é uma gramínea. A descarga do resíduo é controlada, geralmente, através de sistemas de aspersores ou tubulações perfuradas, que promoverão o escoamento do efluente em excesso. A superfície do solo deverá ser uniforme. O crescimento da vegetação permitirá uma proteção ao solo contra a erosão e providenciará uma camada suporte na qual os microrganismos irão se estabelecer, configurando aquela que será uma área de tratamento (reator principal). Esta vegetação, devido à presença dos nutrientes aplicados e ao excesso de água terá seu metabolismo acelerado. Isto promoverá seu rápido crescimento e exigirá uma maior frequência de poda (CORAUCCI FILHO, 1992).

Com o escoamento dos efluentes através da vegetação, os sólidos em suspensão são retidos e a matéria orgânica oxidada pelas bactérias que se estabeleceram na cobertura vegetal e

no solo. A biota está sujeita ao efeito da temperatura e da quantidade de alimento contida no afluente.

Surampalli et al. (1996) avaliaram o desempenho de um sistema de tratamento de águas residuárias, pelo método do escoamento superficial no solo, em condições de inverno e verão. Os parâmetros e instalações utilizados no estudo foram:

1. Taxa Média de Aplicação: 6,42 m³/d;
2. Tipo de Esgoto: predominantemente municipal;
3. Sistema: uma lagoa aerada, duas lagoas convencionais (usadas como reservatório de esgoto no inverno) e área para aplicação do afluente no solo;
4. Área do escoamento superficial: 6 grupos de terraços, cada um com aproximadamente 76,2 – 85,3 m (250 – 260 pés) de largura por 341,3 m (1120 pés) de comprimento. Cada grupo de terraços com 28 aspersores canhão;
5. Período de aplicação: 2 – 14 h/d (dependendo das condições climáticas);
6. Vegetação: “canary reed grass” (4 cortes anuais);
7. Declividade das rampas: 2%;
8. Tempo de detenção das lagoas: 3,9 dias (aerada) e 180 dias (convencionais); e,
9. Ensaios semanais para a avaliação do desempenho do tratamento: pH, DBO₅, SS (sólidos suspensos) e temperatura (afluente); pH, DBO₅, SS, temperatura e nitrogênio amoniacal (efluente).

Os valores médios de DBO e SS, encontrados na pesquisa, para o afluente, não foram elevados (86 e 83 mg/L, respectivamente), porém, com elevada amplitude devido a influência das chuvas (9-255 mg/L para a DBO e 5-300 para os SS). Os autores atribuíram estes resultados à grande infiltração e percolação, particularmente associados aos eventos de chuvas.

A eficiência do tratamento, tanto na remoção de DBO quanto SS, foi elevada: 89% para a DBO e 85% para os SS, no verão; 81% para a DBO e 69% para os SS, no inverno, e; 84% para a DBO e 76% para os SS, como média geral.

Os valores de DBO e SS assumem seus valores máximos e médios no inverno devido às baixas temperaturas, que prejudicam o processo biológico, mesmo para pequenas taxas de aplicação. Observou-se que a maior taxa de remoção de DBO e SS ocorreram em altas temperaturas.

A remoção de DBO é maior para temperaturas maiores, porém, com grandes desvios. Isto possibilita dizer que outros fatores, além da temperatura, influenciam o sistema de tratamento, por exemplo, as chuvas.

Obteve-se pouca correlação entre a taxa hidráulica e a taxa de remoção de DBO e a taxa hidráulica e a taxa de remoção de SS. Melhores valores poderiam ser obtidos com DBO solúvel ao invés da DBO total porque existe uma DBO proveniente de materiais particulados, que é incerta, e influencia nos resultados ($DBO_{total} = DBO_{particulados} + DBO_{solúvel}$).

O trabalho de campo de Surampalli et al. (1996) possibilitou chegar as seguintes conclusões:

1. a temperatura deve alterar o desempenho do processo, desta forma, os parâmetros de projeto deveriam incluir um fator de correção para a temperatura. Este fator poderia quantificar o aumento de área requerido para o sistema, quando este trabalhar a baixas temperaturas; e,
2. independente das condições sazonais, os valores de DBO e SS para o efluente estiveram dentro dos limites impostos pelo “National Pollutant Discharge System (NPDS)”

O crescimento do emprego desse sistema para o tratamento de efluentes é verificado desde o princípio do anos 70. Seu maior empregador são os Estados Unidos da América. O escoamento superficial é utilizado com dois objetivos: como sistema de tratamento no solo, equivalente ao nível secundário, dos sistemas convencionais ou como polimento de efluentes secundários desses sistemas. Pesquisas têm procurado demonstrar que a utilização de efluentes brutos, que sofreram um pré-tratamento, aparentemente, produz uma maior eficiência na remoção de sólidos. Isto pode se configurar uma alternativa viável (GILDE et al., 1971; FIGUEIREDO, 1982; CORAUCCI FILHO, 1992).

Existem várias formas para a aplicação do esgoto sanitário nas rampas de tratamento. As mais utilizadas são as aplicações por aspersores e por tubos perfurados. Em áreas experimentais da cidade de Davis, Califórnia, EUA, usaram-se aspersores. Em Pauls Valley, EUA, testou-se três tipos de mecanismos de distribuição para verificar o desempenho do sistema mediante avaliação da eficiência nos tratamentos de esgotos domésticos bruto e secundário. Constatou-se que a eficiência de um sistema de tratamento está relacionada às características do efluente, da técnica de aplicação utilizada e da estação do ano (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

Para a definição da característica do projeto final, Coraucci Filho et al. (1999) recomendam a realização de ensaios em escala piloto, principalmente quando se tratar de águas residuárias industriais e esgotos municipais que recebem conjuntamente esgotos domésticos e industriais. Um projeto adequado deve se basear nos parâmetros de controle do sistema. Uma vez escolhida a área do terreno e definida a técnica de aplicação do efluente, determinam-se o comprimento dos tabuleiros e a taxa de aplicação em função da carga orgânica e da vazão do despejo. Estes são os parâmetros principais na verificação da eficiência do processo.

A Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA, 1981) reconhece e recomenda o uso do escoamento superficial no terreno como uma alternativa viável, para o tratamento de esgotos domésticos, quando existirem condições ideais para o seu uso.

Overcash (1978) constatou que efluentes tratados pelo escoamento superficial no solo apresentam qualidades semelhantes àqueles tratados em processos de lodos ativados. Pode, deste modo, substituir, com segurança, o tratamento secundário. O capital de investimento deste tipo de tratamento é 25% menor do que o processo de lodos ativados, e os custos de operação e manutenção são 40% menores.

Abernathy; Zirschky; & Borup (1985) estudaram um sistema de tratamento de águas residuárias pelo método do escoamento superficial, implantado na cidade de Easley, Carolina do Sul, EUA. O trabalho foi desenvolvido com dois tipos de efluentes - esgoto bruto e esgoto primário após sofrer tratamento uma lagoa facultativa. Para o esgoto primário os pesquisadores obtiveram porcentagens de remoção de DBO₅, SS, amônia e nitrogênio Kjeldahl total na faixa de

70% a 90%. A remoção de fósforo oscilou entre 40% e 60%. As porcentagens de remoção para o efluente proveniente da lagoa foram, geralmente, menores do que os valores obtidos para o esgoto bruto. A DBO₅ e os SS tiveram uma remoção da ordem de 50% a 90%. A porcentagem de remoção da amônia variou entre 70 e mais de 95%. E, a remoção de fósforo total oscilou entre 17% e 76%. Para esta situação, apenas os SS excederam o limite de descarga de 30 mg/L, imposto para tratamentos secundários.

Overman e Wolfe (1986) estudaram um sistema de tratamento de esgotos secundários (filtro lento) pelo método do escoamento superficial no solo, implantado na Prisão Estadual da Flórida, próximo a cidade de Starke, Flórida, EUA. Ao estudar o tempo necessário para o sistema entrar em operação, após algum tempo sem receber efluente, os autores constataram que o processo tinha uma rápida capacidade de retorno ao seu equilíbrio, ou seja, o sistema retornava em pouco tempo aos níveis anteriores de remoção. No sistema estudado eram necessários apenas 24 horas para que o processo atingisse o equilíbrio de operação, após ficar 3 semanas sem receber o efluente. O sistema de tratamento atingiu os limites mínimos de tratamento impostos pela legislação, durante todas as estações climáticas, e para períodos contínuos de aplicação de até duas semanas. Pequenas variações ocorreram devido a eventos de chuvas e elevação da taxa hidráulica de aplicação. O desempenho do sistema também foi elevado durante os períodos de baixas temperaturas. Isto indica que nenhuma mudança operacional é necessária para que o sistema mantenha seu desempenho em regiões de invernos mais amenos.

As maiores vantagens do sistema de tratamento de águas residuárias municipais, pelo método do escoamento superficial, são: a alta qualidade do efluente gerado e os custos relativamente baixos de projeto, construção e operação. Vantagens menos aparentes são a utilização de terras de baixo valor agrícola e a possível produção de uma cultura agrícola; a criação de um *habitat* selvagem adequado a pequenos animais e pássaros; uma melhora potencial no gerenciamento de resíduos sólidos; uma redução no treinamento dos operadores; o baixo consumo de energia e; a minimização de problemas com odores (SMITH & SCHROEDER, 1983).

O método do escoamento superficial demonstrou ser bastante confiável para o tratamento de esgotos municipais e industriais. Um dos aspectos do método que ainda merece destaque é a influência das chuvas no desempenho do sistema, pois algumas agências reguladoras estabelecem critérios de operação bastante conservadores para os períodos chuvosos (FIGUEIREDO; SMITHR & SCHROEDER (1984).

O trabalho destes autores teve como objetivos:

1. quantificar, através de um modelo piloto controlado em ambiente fechado, os efeitos da intensidade e duração das chuvas na qualidade do efluente do escoamento superficial em termos de pH, condutividade elétrica, DBO₅, carbono orgânico total (COT), SSV (sólidos suspensos voláteis) e SST (sólidos suspensos totais);
2. verificar os resultados da estação piloto através de um sistema em escala real durante as chuvas e;
3. comparar a qualidade da água escoada superficialmente (“runoff”) num sistema que não recebeu esgoto.

O trabalho foi desenvolvido na Universidade da Califórnia, Davis, EUA, nas estações pilotos localizadas no próprio *campus* e no sistema de tratamento de esgoto por escoamento superficial da Universidade da Califórnia instalado na Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Davis.

São apresentados abaixo os resultados obtidos pelos autores durante o período de aplicação do esgoto:

Efeitos na concentração: na planta piloto, as concentrações de DBO₅, SST e SSV decresceram continuamente, abaixo dos valores normais de operação, durante o período de chuva. Ao término da chuva, os valores das concentrações retornaram gradualmente aos valores iniciais. Os eventos de chuva não têm efeito significativo na fração volátil dos SS.

Os decréscimos nas concentrações foram atribuídos, principalmente, à diluição pelas águas das chuvas. Entretanto, nem todas as reduções das concentrações ocorreram devido às

diluições. Parte do efeito deveu-se, aparentemente, a uma pequena melhoria na taxa de remoção de sólidos orgânicos observada.

Estas reduções não foram verificadas em campo. Apenas no caso da DBO_5 a concentração no efluente foi mais elevada do que a normal, regularizando-se ao término das chuvas. Porém, a concentração da DBO_5 foi sempre menor do que os 30 mg/L recomendados durante todo o evento.

O parâmetro mais afetado foi a concentração de SST, com valores que excederam, freqüentemente, os 30 mg/L da legislação. Mas, a maioria dos SST no “runoff” inicial, no início das chuvas, é composto de inorgânicos (baixa taxa de SSV, SST e DBO_5).

Comparando-se o efeito das chuvas nos SST na planta piloto e campo, observou-se uma grande variação. Segundo os autores, baseados em observações visuais, os SST do efluente, no campo, foram devidos à erosão de partículas inorgânicas no solo.

Efeitos no descarte de massa: para os SST e a DBO_5 o comportamento foi parecido. No início das chuvas, as taxas de descarga de massa (mg/min) sofreram uma pequena elevação acima dos valores normais de operação. O valor atinge um pico e depois declina gradualmente aos valores iniciais de operação até o final da chuva. Após o evento, sofre uma pequena redução em relação ao valor normal até um mínimo e, então, retorna ao valores normais.

Os autores atribuem os valores elevados a uma combinação da erosão do material depositado e uma elevação no escoamento superficial. A redução do valor, após a ocorrência do evento, está relacionado a criação de “depósitos limpos” pela erosão (hipótese levantada pelos autores), durante as chuvas, e à captação pela vegetação mais efetiva do que o normal devido à deposição ou captura de sólidos nestes lugares após as chuvas. Uma combinação da redução do escoamento e uma melhora na eficiência de remoção são os causadores deste decréscimo.

A elevação no valor da taxa de SST foi mais pronunciada do que na DBO_5 devido à alta concentração de sólidos suspensos inorgânicos no efluente.

As chuvas não afetaram o desempenho do sistema de tratamento em termos de concentração de DBO_5 , SST e descarga de massa no efluente. Entretanto, valores da DBO_5 do efluente, durante os eventos de chuva, sofreram uma pequena elevação sobre os valores normais de operação, mas podem ser esperados abaixo dos 30 mg/L, para as condições estudadas. As concentrações de SST, no efluente, foram mais sensíveis às chuvas e seus valores freqüentemente excederam os 30 mg/L. Porém, as concentrações elevadas observadas durante os eventos de chuva são resultado dos sólidos não-voláteis erodidos dos bancos de terra. É possível, embora não demonstrado, que o alinhamento das valas possa reduzir a concentração de SST nos efluentes, durante as chuvas, para menos de 30 mg/L.

O descarte de massa de DBO_5 e SST, das rampas de escoamento superficial, aumenta significativamente como resultado das chuvas. A magnitude da elevação é diretamente relacionada à intensidade e duração do evento. Se o limite diário do descarte de massa deve ser respeitado, o armazenamento de esgoto deve ser necessário para evitar que os valores excedam os limites da legislação.

A conclusão dos autores, de grande importância para as agências reguladoras, é que a qualidade do efluente das rampas de escoamento superficial, durante as chuvas, é, geralmente, de melhor qualidade do que o das águas das chuvas de rampas cobertas com vegetação que não recebem esgotos, independentemente de receberem ou não o esgoto. Isto indica que o funcionamento deste tipo de sistema não deve ser impedido durante os eventos de chuvas, a menos que limites de descargas de massa devam ser respeitados. Adicionalmente, as rampas que não estão em operação contribuem para a poluição do ambiente, através das águas das chuvas, como qualquer ecossistema natural.

Tedaldi & Loehr (1991) estudaram o desempenho de um sistema em escala real para o tratamento de efluentes provenientes de indústrias alimentícias. O experimento foi realizado durante um período de 10 anos na “Campbell Soup (Texas), Inc.”, na cidade de Paris, Texas, EUA, em um sistema em operação a mais de 25 anos. Os autores concluíram que o sistema alcançou um alto grau de tratamento e remoção de poluentes a partir de um ponto superficial de

lançamento. As remoções de DBO_5 , DQO, COT e SST foram maiores do que 92% em base mássica e maiores do que 93% em relação à concentração.

Segundo Paganini (1998) a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), implantou, em 1984 um sistema de disposição de esgotos no solo, pelo método de escoamento superficial, no município de Populina, Estado de São Paulo. O sistema foi inicialmente projetado para 500 ligações domiciliares, e o esgoto não recebia nenhuma contribuição industrial significativa ou tóxica. O sistema era constituído por gradeamento, desarenação, e sistemas de distribuição de esgotos em módulos inclinados, cobertos com gramíneas. O esgoto tratado era colhido em canaletes a jusante dos módulos e lançado nos corpos receptores. O sistema foi concebido para dispor os efluentes domésticos brutos, sem a utilização de aspersores ou de energia elétrica, simplesmente procedendo à retirada de materiais grosseiros através do gradeamento e do material sedimentável pela caixa de areia. A estação possuía quatro módulos de disposição que davam flexibilidade operacional nos períodos de corte e manutenção, além de auxiliarem na otimização dos períodos e frequências de aplicação. As rampas 1 e 2 tinham declividade de 5%, valor médio recomendado pela literatura. Porém, demonstraram-se ineficientes segundo os níveis mínimos exigidos (observaram-se fluxos preferenciais, zonas mortas e declividades transversais ao fluxo). Estas rampas foram, por isso, dotadas de anteparos de concreto no sentido transversal do fluxo, a cada 10 m, com a finalidade de redistribuir o fluxo em cada anteparo, corrigir a declividade lateral e, com pequenos movimentos de corte e aterro, reduzir as declividades de 5 para 2 %. Isto aumentou o tempo de detenção nos módulos. As rampas possuíam largura de 25 m e comprimento de 70 m (acima dos 30 a 45 m recomendados pela literatura). O autor atribui o desempenho satisfatório dos módulos, a uma carga correspondente ao dobro da carga de projeto, a este maior comprimento. O período de aplicação era de 24 h e seguido de 3 dias de descanso, situação mais adequada encontrada pelos operadores, visto que permitiam uma aeração do solo perfeita, sem que ocorresse a desidratação da biota e do biofilme fixado, além de um bom balanço nas condições aeróbias e anaeróbias e, também, a facilidade operacional, tanto do dia a dia, quanto da necessidade de isolamento de um módulo para o corte da vegetação e manutenção das rampas.

O autor avaliou o desempenho do projeto durante 12 anos de atividades. A análise foi realizada dividindo-se o período em quatro momentos:

1. início de operação com 280 ligações de esgoto conectadas ao sistema;
2. vida útil para a qual a planta foi calculada – 500 ligações;
3. limite no qual o tratamento deixou de apresentar eficiência pela sobrecarga na disposição – 800 ligações e;
4. situação atual, na qual o tratamento acontece de maneira parcial, pelo incremento da sobrecarga – 1050 ligações.

Através das Tabela 2.3 podem ser comparadas as taxas de aplicação nos diversos momentos de operação.

TABELA 2.3 - Comparação das taxas de aplicação nos diferentes momentos da estação de tratamento de esgotos de Populina (PAGANINI, 1998).

Momentos	Nº de Lig. Esgoto (Unidades)	Vazão (m ³ /h)	Taxa de Aplicação (m ³ /h.m)	Taxa de Aplicação Superficial (cm/dia)
1	280	4,43	0,1772	1,52
2	500	7,92	0,3168	2,71
3	800	12,97	0,5188	4,34
4	1050	16,63	0,6652	5,70

O pesquisador comenta que, muito embora as taxas de aplicação se encontram acima do recomendado pela literatura (0,06 a 0,24 m³/h.m ou 0,9 a 3,0 cm/dia), o sistema apresentou bons resultados, até atingir o seu limite no momento 3. Situação atribuída ao comprimento acima do recomendado pela literatura das rampas. Outros fatores atribuídos ao bom desempenho da estação são as condições ótimas de temperatura e insolação da região.

Foram testadas no projeto diversas espécies de gramíneas, e a que melhor desempenhou suas funções como vegetação suporte foi a *Brachiaria humidicola*. Suas principais características são: conformação física mais uniforme da parte aérea e menor quantidade de material morto. Isto facilita a homogeneidade do fluxo de esgotos e proporciona uma melhor evolução e manutenção do biofilme adsorvido no colo da planta e; por possuir raízes profundas, há um alcance maior da ação do sistema radicular na captura de macro e micro nutrientes, além de uma maior aeração do solo.

O autor constatou que, após quatro anos de operação, ocorreu a invasão de outras espécies, com a predominância da gramínea *Cynodon plectostachyus* (Estrela da África). Estas invasões foram identificadas como uma seleção natural do sistema, constatada numa melhora no desempenho do sistema de tratamento e num aumento na produção de biomassa. Após 12 anos de operação, constatou-se o aparecimento de outras espécies que se adaptaram às condições do tratamento.

O corte e colheita são realizados a cada 35 dias, depois de um isolamento da rotina de 5 ou 6 dias, por questões sanitárias e operacionais. A produtividade média é de cerca de 3,350 kg de matéria seca/m² de área plantada/ano. Esta biomassa é comercializada junto aos produtores rurais. Exames clínicos veterinários realizados em animais consumidores, por mais de seis anos, do capim produzido na estação de tratamento, classificaram os animais num escore corporal médio de 4, numa classificação que vai de 1 a 5. Isto significa que os animais permanecem o ano todo em condições ótimas para alimentação.

Os custos de implantação da obra foram de US\$ 38,00/habitante (desconsiderando o custo de aquisição do terreno) para um projeto que atenderia a 2500 pessoas mas que suportou, com bons resultados, até 3300 habitantes. A necessidade anual dos custos de operação, ao se considerar que 95% deles se referem à mão-de-obra operacional, e que a parte mais significativa desta mão-de-obra é destinada ao corte e a retirada da biomassa, é de 1680 homens-hora/ano.

Através de uma estimativa do balanço hídrico do sistema o autor percebeu que durante os primeiros cinco anos o balanço hídrico médio foi de:

- 65% referente à parcela líquida captada superficialmente;
- 15% relativo à evapotranspiração; e,
- 20% referente à infiltração/percolação.

A predominância da parcela líquida captada superficialmente deve-se à compactação do terreno durante a fase de construção das rampas, além do solo encontrar-se pouco aerado e com uma pobre biota ativa.

A partir do 6^o ano o balanço hídrico passou a:

- 50% referente à parcela líquida captada superficialmente;
- 20% relativo à evapotranspiração; e,
- 30% referente à infiltração/percolação.

O acréscimo da parcela evapotranspirada está relacionado à invasão e adensamento da vegetação (gramínea Estrela da África). A elevação na parcela infiltrada/percolada, está associada ao incremento na aeração do solo proporcionado pela biota ativa, além do desenvolvimento radicular das plantas.

Foi considerado como o melhor período da estação de tratamento os meses compreendidos entre janeiro de 1992 e fevereiro de 1993. Durante este período a média mensal de redução da DBO quase sempre ultrapassou os 90%. Entre novembro de 1992 e fevereiro de 1993 os valores ultrapassaram os 95% de remoção.

Um dado fundamental obtido com a pesquisa é que, após 12 anos de operação da estação de Populina, o solo não apresentou modificações quanto a suas características, ou no acúmulo de macro e micro elementos, abaixo dos 30 cm de profundidade. Ocorreu apenas sua aeração em todo o perfil até o lençol freático, sem que tenha ocorrido contaminação nas águas em termos de constituintes e coliformes.

Os parâmetros básicos de projeto, segundo diversos autores e regulados pela “Environment Protection Agency – EPA” e pela “Water Environment Federation”, ambos órgãos norte americanos, são descritos na Tabela 2.4.

TABELA 2.4 – Parâmetros de projeto para sistemas de tratamento por escoamento superficial no solo. (SURAMPALLI et al., 1996).

Taxa Hidráulica:	1,5 – 17 cm/d
Taxa de Aplicação:	0,03 – 0,60 m ³ /m.h
Inclinação:	2 – 8 %
Período de Aplicação:	5 – 24 h
Frequência:	5 – 7 d/sem

2.2.1 Parâmetros de Projeto

Coraucci Filho (1992) identifica e define, em seu trabalho, como os principais parâmetros de projeto, os cantantes dos itens 2.2.1.1 a 2.2.1.6:

2.2.1.1 Comprimento da Rampa. É a extensão longitudinal da superfície física do solo, definida pelo sentido do escoamento do efluente. Para que o escoamento seja natural, esta superfície deverá ter inclinação suficiente para que o líquido escoe por ação da gravidade. A rampa plana e devidamente inclinada é o reator principal do sistema onde irá ocorrer o processo de tratamento. Um dos principais objetivos dos estudos sobre a qualidade do efluente desses patamares é a determinação do seu comprimento mínimo necessário para que se obtenha o nível de tratamento desejado.

A literatura propõe comprimentos de rampa entre 30 e 45 m para o tratamento de esgotos primários ou esgoto bruto municipal e, um mínimo de 45 m para efluentes provenientes de lagoas de oxidação e para sistemas de distribuição por aspersão (SMITH & SCHROEDER, 1983).

2.2.1.2 Inclinação da Rampa. É a declividade apresentada pela rampa do tabuleiro. Segundo SMITH & SCHROEDER (1983) as considerações físicas de projeto devem incluir: inclinação e comprimento da rampa; sistema de distribuição e; sistema de coleta. As características das área vizinhas e a topografia do local de tratamento são as limitações principais para a maioria dos valores de projeto utilizados.

As inclinações de rampa são, geralmente, selecionadas para se adequar à inclinação natural do lugar, deste modo, evita-se gastos excessivos com terraplanagem. Os valores de inclinação variam de 2 a 8%. As variações da inclinação neste intervalo não comprometem, de forma significativa, o desempenho do sistema. Inclinações compostas podem ser consideradas para rampas individuais se há uma mudança abrupta na inclinação natural da rampa (CORAUCCI FILHO, 1992).

Poucos trabalhos foram realizados em rampas com declividades maiores do que 8%, mas não há nenhum motivo para se pensar que inclinações maiores vão resultar em um decréscimo no desempenho do sistema. Rampas menos inclinadas reduzem o risco de erosão, canalização e “curto-circuito”. Desta forma, taxas de aplicação mais conservadoras devem ser usadas quando a declividade excede os 8% (SMITH & SCHROEDER, 1983).

Para pequenas inclinações, o maior risco é a formação de reservatórios (poças). Entretanto, quando da utilização de baixas declividades, as rampas devem ser construídas de forma bastante uniforme (eliminação de altos e baixos na rampa). Atenção especial deve ser dada a sistemas onde a aplicação ocorre no topo da rampa (CORAUCCI FILHO, 1992).

Conforme Smith & Schroeder (1983), as rampas devem ser construídas com uma declividade cruzada uniforme a fim de se minimizar os trabalhos de terraplanagem e a profundidade das canaletas de coleta. As declividades cruzadas não devem exceder 0,5%. Como consequência deste tipo de construção, tem-se o não recebimento do fluxo em um dos cantos da rampa (Figura 2.4).

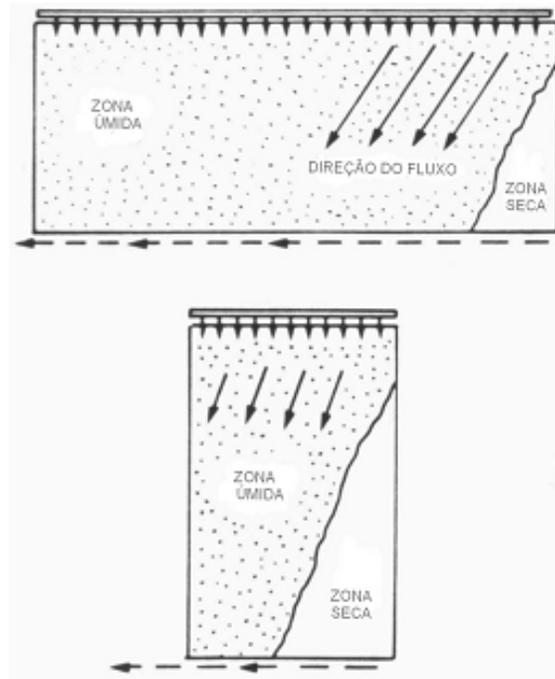


FIGURA 2.4 – Efeito da declividade cruzada na distribuição do escoamento superficial no solo. Adaptado de SMITH & SCHROEDER (1983).

Para sistemas onde a largura da rampa é muito superior ao comprimento, a perda de área é relativamente pequena, se comparada à área total, não afetando, de forma significativa, o desempenho do processo. Todavia, para sistemas com larguras bastante semelhantes ao comprimento, a declividade cruzada pode afetar significativamente a distribuição do fluxo da rampa. O resultado será a elevação efetiva da taxa de aplicação por unidade de largura da rampa. Isto afeta o desempenho do sistema SMITH & SCHROEDER (1983).

2.2.1.3 Período de Aplicação. É o tempo de aplicação do esgoto no tabuleiro durante um dia (h/dia). A aplicação pode ser intermitente ou contínua. No primeiro caso as variações são de 6 a 12h por dia, e no segundo caso, a aplicação é de 24 horas por dia (CORAUCCI FILHO, 1992).

2.2.1.4. Freqüência de Aplicação. É o número de dias em que se promove o escoamento durante uma semana ou mês (d/sem. ou d/mês). Normalmente a freqüência de aplicação é de 5 a 6 dias por semana para processos descontínuos e de 7 dias por semana em processos contínuos (CORAUCCI FILHO, 1992).

2.2.1.5 Taxa de Aplicação. É o volume de efluente aplicado no tabuleiro por período de tempo. Usualmente medido em horas. Normalmente, é padronizada e expressa por unidade de largura do tabuleiro ($m^3/h.m$). As taxas de aplicação que são mais usadas variam de $0,06 m^3/h.m$ a $0,24 m^3/h.m$ (CORAUCCI FILHO, 1992).

2.2.1.6 Carga Hidráulica. É o volume do despejo aplicado sobre a rampa por unidade de tempo. Também é definida como lâmina líquida, expressa em cm/dia ou cm/semana.

A carga hidráulica é o principal parâmetro de projeto para estes sistemas de tratamento. Entretanto, o desempenho do processo ainda não foi claramente definido como uma função dos parâmetros de projeto e de operação. Além da taxa de aplicação, o desempenho do sistema depende das condições climáticas (CORAUCCI FILHO, 1992).

A carga hidráulica pode ser relacionada à taxa de aplicação e ao comprimento da rampa através da equação abaixo (EPA, 1981 e SURAMPALLI et al., 1996):

$$Lw = \left[\frac{Ra \times P}{S} \right] \times \left[\frac{100cm}{m} \right] \quad (2.2)$$

Onde:

Lw = Carga hidráulica [cm/d]

Ra = Taxa de aplicação [m³/m.h]

P = Período [h/d]

S = Comprimento da rampa [m]

A lâmina líquida varia conforme a natureza do afluente aplicado. Para despejos da indústria alimentícia o valor é de 1,0 a 2,0 cm/dia. Para esgotos domésticos, tem-se: 1 a 2 cm/dia para esgoto bruto; 1,5 a 3,0 cm/dia para esgoto primário e; 1,5 a 6,0 cm/dia para esgoto secundário, segundo Smith (1982).

2.2.2 Parâmetros de Controle

Coraucci Filho (1992) definiu em sua pesquisa algumas variáveis de controle e de operação do sistema que podem ser utilizadas no dimensionamento das instalações e de projeto. O autor apresentou, também, algumas características importantes das águas residuárias e alguns fatores que agem na escolha do método de aplicação, descritos nos itens 2.2.2.1 a 2.2.2.6:

2.2.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Normalmente, a DBO e a DQO são usadas como variáveis para a avaliação da eficiência de um sistema de tratamento. O grau de eficiência no controle destas estações e os valores das concentrações limites destas variáveis nos efluentes devem atender aos padrões de emissão para o lançamento em corpos receptores ou disposição final no solo, de acordo com o estabelecido em legislação vigente (CORAUCCI FILHO, 1992).

O tratamento de águas residuárias no solo, pelo método do escoamento superficial, é normalmente dimensionado através das cargas hidráulicas. Embora seja simples projetar uma instalação sem se preocupar com as cargas orgânicas, existe uma regra de que até 250 kg DBO₅/ha.d podem ser aplicados com segurança, sobre o terreno, no caso de esgotos provenientes da indústria de celulose e papel. Taxas mais elevadas podem ser lançadas quando se tratar de despejos da indústria alimentícia. Quando o período de colheita e industrialização é curto, podem ser adotadas altas taxas (BRAILE & CAVALCANTI, 1993 *apud* CORAUCCI FILHO, 1992).

2.2.2.2 Sólidos Suspensos. Os valores das concentrações de sólidos suspensos nas águas residuárias devem ser sempre verificados pois interferem nas taxas de aplicação. Os sólidos inorgânicos não estão submetidos a mesma apreciação quando comparados aos sólidos orgânicos, pois podem acarretar maiores problemas se não forem drenados através dos solos. Normalmente, os sólidos suspensos e sedimentáveis, constituem a principal causa de problemas operacionais, como o entupimento de aspersores e o excesso de lodo indesejável na superfície do solo. A existência de um pré-tratamento remove os sólidos sedimentáveis e minimiza estes problemas (CORAUCCI FILHO, 1992).

Os sólidos suspensos possuem concentrações conhecidas e características típicas nos efluentes de tratamento secundário. Por assumirem, geralmente, valores pequenos, não causam problemas ao solo. Porém, o mesmo não ocorre com o valor dos sólidos suspensos de esgotos domésticos brutos e de águas residuárias industriais. Devido às altas concentrações destes sólidos nas águas residuárias das indústrias alimentícias, o seu emprego tem apresentado, em algumas instalações, sérios problemas para os solos (CORAUCCI FILHO, 1992).

2.2.2.3 pH. As águas residuárias que possuem pH entre 6,0 e 9,5, geralmente, têm boa aceitação para aplicação no solo. Recomenda-se evitar os despejos cujos valores de pH estão fora desta faixa ou corrigir os valores de pH. O pH ideal para aplicação de despejos no solo está na faixa de 6 e 7. O pH no interior do solo não irá sofrer variações consideráveis se os despejos

possuírem pH próximo ao neutro. Entretanto, a ocorrência dessas flutuações indica o rompimento das condições de tamponamento. Isto exige o seu ajuste.

Em solos inundados ou irrigados, o valor do pH do líquido que é aplicado tende a elevar-se ao neutro. Isto ocorre devido à utilização do hidrogênio do sulfeto pelas sulfobactérias no processo de mineralização. Esta elevação do pH é muito importante para a solubilidade dos constituintes do esgoto aplicado (PAGANINI, 1998).

2.2.2.4 Temperatura. As temperaturas das águas residuárias não devem ser elevadas. Os esgotos com temperaturas elevadas podem esterilizar o solo e dificultar o crescimento da vegetação de cobertura. Temperaturas da ordem de 24^oC ou pouco maiores são ideais para auxiliar o processo de tratamento. A temperatura máxima aceita é de 36° C (CORAUCCI FILHO, 1992).

A temperatura no ambiente externo também afeta o processo de tratamento. A diminuição da temperatura reduz a atividade bioquímica dos microrganismos. Gilde et al. (1971) verificaram que a intensidade das atividades de degradação dos compostos orgânicos é resultado do número de microrganismos presentes no solo, e que a eficiência do escoamento superficial no tratamento de despejos da indústria de conservas não é afetado de maneira significativa no inverno. Os autores observaram, mediante a análise realizada no solo da rampa, que em épocas de frio o número de microrganismos no solo aumenta, compensando, assim, a baixa atividade bioquímica. A influência da variação da temperatura, no desempenho do sistema de tratamento pelo método do escoamento superficial, também pode ser entendida através dos trabalhos de Abertnathy; Zirschky & Borup (1985) e Surampalli et al. (1996).

2.2.2.5 Tempo de Detenção Hidráulico. No escoamento superficial, o tempo de detenção é função da uniformidade do solo, comprimento, inclinação, taxa de aplicação e homogeneidade da cobertura da vegetação do patamar. Hinrichs et al. (1980) *apud* Coraucci Filho (1992) verificaram que o tempo de detenção hidráulico é maior para taxas de aplicação menores.

2.2.2.6 Nitrogênio e Fósforo. O método do escoamento superficial é muito eficiente na remoção do nitrogênio. Os valores da remoção de nitrogênio observados na literatura variam de 60% a 90%. Entretanto, a remoção do fósforo não é tão significativa quanto a do nitrogênio, e o valor médio é de aproximadamente 50%, podendo ser maior se o solo do patamar recebeu calagem (CORAUCCI FILHO, 1992). Abertnathy; Zirschky & Borup (1985) obtiveram baixas remoções de fósforo – eficiência de 40% a 60% - no projeto estudado na cidade de Easley, Carolina do Sul, EUA, para esgoto bruto.

2.2.3 Modelo para Dimensionamento

Smith & Schroeder (1985) propuseram um modelo para dimensionamento do sistema de tratamento de águas residuárias pelo método do escoamento superficial, posteriormente testado em escala real. Esse modelo se baseia no emprego de uma determinada taxa de aplicação, lançada na rampa, para se determinar o comprimento mínimo do reator, a fim de que se atinja as eficiências pretendidas no processo. O modelo apresentado se baseia no modelo de biofilme desenvolvido para filtros lentos por Schroeder (1977).

O modelo proposto é dividido em dois estágios. A remoção do material orgânico, no modelo gerado, ocorre em função do comprimento da rampa (z) e da taxa de aplicação (q). O modelo é descrito pelas equações 2.3:

$$\begin{array}{ll}
 \mathbf{1^{\circ} \text{ Est\u00e1gio:}} & \mathbf{2^{\circ} \text{ Est\u00e1gio:}} \\
 \frac{C_z}{C_o} = A' \exp(B'Z), \text{ e (equa\u00e7\u00e3o 1)} & \frac{C_z}{C_o} = A \exp(BZ), \text{ e (equa\u00e7\u00e3o 2)} \\
 B' = -k'/q^{n'} & B = -k/q^n
 \end{array} \quad (2.3)$$

Onde:

C_z = Valor da DBO na dist\u00e2ncia Z , mg/L

C_o = Valor da DBO inicial ($Z = 0$), mg/L

A, A' = Coeficiente determinado experimentalmente, depende de q

B, B' = Coeficiente determinado experimentalmente, depende de q

K, k' = Taxa constante, m/h

n, n' = Constante determinada empiricamente, depende de q

q = Taxa de Aplica\u00e7\u00e3o, $m^3/h.m$

Z = Dist\u00e2ncia percorrida pelo efluente na rampa, m

O primeiro est\u00e1gio compreende os primeiros 5 a 6 metros de comprimento da rampa, faixa onde a taxa de remo\u00e7\u00e3o org\u00e2nica ocorre de forma acelerada. O segundo est\u00e1gio \u00e9 aplicado ao restante do comprimento da rampa. Do ponto de vista de projeto, o segundo est\u00e1gio, por

apresentar uma remoção mais lenta, tem uma maior importância. Smith & Schroeder (1985) e Abernathy; Zirschky & Borup (1985) atribuem esta diferença de remoção à maior sedimentação de sólidos suspensos nos primeiros metros de rampa, o que deixa os materiais coloidais e sólidos orgânicos solúveis para serem removidos, a uma taxa menor, por adsorção e degradação pelos microrganismos no restante da rampa.

Smith & Shroeder (1985) verificaram que a DBO do efluente da rampa do escoamento superficial sempre assume um valor não nulo, compreendido entre 3 e 5 mg/L, provavelmente, devido à liberação de sólidos solúveis pelo sistema solo-planta. Com base nisso, Smith & Shroeder (1985) e Abernathy; Zirschky & Borup (1995) sugerem, como segurança, que a expressão matemática para dimensionamento do sistema seja a do segundo estágio descrita na equação 2.4:

$$\frac{C-5}{C_o} = A \exp(BZ) \quad (2.4)$$

Onde:

C = Valor da DBO final no fundo tabuleiro, mg/L

C_o = Valor da DBO inicial, mg/L

A = Coeficiente determinado experimentalmente, depende de q

B = Coeficiente determinado experimentalmente, depende de q

Z = Comprimento mínimo do tabuleiro, m

A obtenção dos coeficientes das expressões matemáticas descritas, é feita através de análise de regressão utilizando, preferencialmente, frações remanescentes da DBO ($\frac{C_z}{C_o}$) ao invés de suas concentrações. Nesta condição, a expressão do primeiro estágio é representada pelas equações 2.5 e 2.6:

$$\frac{C-5}{C_o} = A' \exp(B'Z) \quad (2.5)$$

Com o valor de A' aproximadamente igual a 1, a expressão fica:

$$\frac{C - 5}{C_0} = \exp(B' Z) \quad (2.6)$$

Smith (1982) sugere o uso da DBO na avaliação do modelo, por ser reconhecido como o parâmetro de controle mais utilizado em estações de tratamento. Outros parâmetros como a DQO, COT, SS e N também podem ser utilizados.

2.3 ASPECTOS ECONÔMICOS E TÉCNICOS PARA A REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA AGRICULTURA

Com a elevação da demanda por água, o seu reuso assumiu grande importância em muitas partes do mundo, destacando-se as regiões áridas e semi-áridas. Atualmente, grande atenção é dada aos efluentes provenientes de tratamentos terciários que, por estarem praticamente livres de patogênicos, podem ser aplicados em diversas situações, como, por exemplo, irrigação de parques, jardins, campos de golfe e, também, como fonte de recarregamento de águas subterrâneas em regiões urbanas (ASSANO, 1991).

O tratamento e disposição de águas residuárias no solo se tornou um componente fundamental na formulação de políticas públicas devido ao entrosamento da população em assuntos ligados à qualidade ambiental. As considerações para a tomada de decisões políticas incluem fatores como o nível de purificação do esgoto, a localização da atividade agrícola e o tipo de cultura. A dimensão regional do assunto é refletida na decisão do “onde transportar” influencia na escolha da cultura a ser desenvolvida, no destino do aquífero e nos custos relacionados (HARUVY, 1998).

O interesse pela aplicação de águas residuárias na agricultura cresce, principalmente pelo baixo custo da técnica e, também, pelos benefícios nas propriedades físicas e químicas que a matéria orgânica pode trazer ao solo.

A aplicação de esgotos na agricultura vai ao encontro das pesquisas relacionadas ao tratamento e disposição final de águas residuárias e suas variações, como o lodo. A reuso agrícola ganha destaque porque é sanitariamente adequada, ambientalmente correta e sua aplicação requer baixos custos.

No planejamento e implementação da recuperação e reutilização de águas residuárias, o reuso desejado para o esgoto define a escolha do tipo de tratamento e a confiança do processo e operação do sistema de tratamento. Através da Tabela 2.5 pode-se observar as categorias de reuso para o esgoto municipal tratado e seus riscos.

Os fatores direcionais e de motivação para a recuperação e reutilização de águas residuárias são descritos a seguir:

1. redução no descarte de esgoto nos corpos receptores;
2. disponibilidade de efluentes tratados para diversos usos benéficos;
3. possibilidade de ampliação das reservas de água;
4. possibilidade de melhor gerenciamento, nos períodos de maior demanda e escassez, em todos os planejamentos de recursos de água e;
5. encorajamento, através de políticas públicas, de conservação e reuso de água.

TABELA 2.5 – Tipos de reuso para as águas residuárias tratadas e seus riscos (ASSANO, 1991).

CATEGORIA DE REUSO	RISCOS
Irrigação Agrícola	1. Afetar a qualidade da água, particularmente, sais no solo e cultura
Irrigação de Áreas verdes	2. Preocupação com a saúde pública relacionado a patógenos (bactérias, vírus e parasitas) 3. Poluição da superfície e corpos d'água se não manuseado adequadamente 4. Aceitação das mercadorias no mercado pelo público
Uso industrial	5. Constituintes da água recuperada: corrosão, formação de crosta, crescimento biológico e enlameamento 6. Preocupação pública com a transmissão de orgânicos e patógenos em água resfriada e patógenos em vários processos
Recarregamento de corpos d'águas	7. Traço de orgânicos em águas residuárias recuperadas e seus efeitos toxicológicos 8. Sólidos dissolvidos totais, metais e patógenos em águas recuperadas
Recreação/Usos Ambientais	9. Preocupação sanitária com bactérias e vírus 10. Eutrofização devido ao N e P 11. Aspecto estético, incluindo o odor
Usos urbanos não-potáveis	12. Preocupação sanitária sobre a transmissão de patógenos 13. Constituintes da água recuperada: corrosão, formação de crosta, crescimento biológico e enlameamento 14. Possibilidade de mistura com a tubulação de água potável
Uso Potável	15. Traços de orgânicos na água recuperada e seus efeitos toxicológicos 16. Estética e aceitação pública 17. Preocupação sanitária com transmissão de patógenos, incluído as viroses

O aumento da reutilização de efluentes tratados na agricultura se direciona a uma situação sustentável, pois ajuda a preservar fontes de água escassas e a manter a qualidade do ambiente. A irrigação com águas residuárias também diminui os custos com o tratamento destas águas e os custos de fertilização do solo, porque o solo e a vegetação atuam como bio-filtros, e o esgoto, por ser rico em nutriente, como fertilizante.

A formulação de políticas públicas com respeito ao grau de purificação das águas residuárias e à sua aplicabilidade na agricultura devem considerar aspectos variados como, por exemplo, custos, riscos e benefícios.

Haruvy (1997) estudou a forma de lidar com questões de decisão, referentes à disposição de águas residuárias na agricultura, do ponto de vista econômico. No trabalho, compara várias formas de recuperação e reuso das águas residuárias, através da comparação do “benefício líquido nacional”, aplicado a um caso específico no centro de Israel. O autor comparou várias alternativas de disposição, como lançamento num corpo d’água, reuso na agricultura e transporte para o sul do país. A estimativa de custos incluiu o tratamento, a estocagem e o transporte, enquanto os benefícios compreenderam o valor da produção agrícola, o decréscimo de custos com fertilizantes e a recarga de aquíferos. Os custos de riscos estimados foram baseados na infiltração de nitrogênio e nos riscos para a saúde. De acordo com o autor, a irrigação com águas residuárias, no centro de Israel, economiza de US\$ 0,50 a US\$ 0,60/m³ se comparado com o lançamento nos corpos d’água, e de US\$ 0,10 a US\$ 0,20/m³ se comparado com o transporte para o sul do país, onde é destinado a uma planta de tratamento. De todo modo, o transporte para o sul, ao invés do puro descarte, economiza cerca de US\$ 0,12, o que justifica o subsídio que esta prática recebe.

Atualmente, a destinação final do lodo segue padrões impostos pela legislação ambiental brasileira, além das normalizações impostas pela Norma Brasileira 570 para as estações de tratamento de esgotos. A Norma define que os projetos hidráulico-sanitários, para estações de tratamento de águas residuárias, devem incluir o tratamento e o destino final do lodo removido. Isto impede o antigo conceito de destinação final do lodo nos projetos: “destino final” ou “aterro sanitário”, apesar de haver a tendência de simplificação da solução da destinação final do lodo

através da disposição em aterro sanitário. Está proibida a disposição de lodo no oceano devido a tratado assinado por diversos países, dentre eles o Brasil. A incineração dos resíduos, se comparado a disposição em aterro sanitário, não constitui solução economicamente viável. Tem-se destacado opções de reuso do lodo. Estas técnicas, apesar de isoladas, são economicamente viáveis e ecologicamente benéficas. Dentre estas técnicas pode-se destacar a aplicação em áreas agrícolas, áreas florestais e áreas degradadas, como composto organo-mineral e também na fabricação de materiais para a construção civil (VOLSCHAN & QASSIM, 1999).

As estações de tratamento de esgotos domésticos são formadas por um conjunto de operações e processos unitários, distintos e sucessivos, onde ocorrem os fenômenos de separação e transformação dos poluentes presentes nas águas residuárias. Isto é, a fase líquida do tratamento, de onde se obtém, principalmente, o efluente final que será lançado nos corpos d'água receptores. O resíduo da fase líquida do tratamento é denominada lodo, que deve ser submetido a outras operações e processos unitários correspondentes à fase sólida do tratamento. Nesta fase, é procurado a estabilização do lodo, a redução da massa de sólidos e a remoção do seu teor de umidade, cujo propósito é a redução do volume de lodo a ser encaminhado à destinação final (VOLSCHAN & QASSIM, 1999).

Couillard & Mercier (1994) realizaram uma avaliação econômica, da remoção biológica de metais pesados do lodo de águas residuárias, para diversas formas de gerenciamento do lodo. A análise incluiu o processo biológico de solubilização do metal para lodos digeridos e não-digeridos e os métodos tradicionais de destinação final ("landfill", incineração, co-incineração e aplicação no solo de lodo líquido ou desidratado na agricultura). A solubilização biológica, incluindo a neutralização com cal e aplicação no solo, custou menos para o lodo não-digerido que para o lodo digerido, também foi competitiva com a aplicação de lodo desidratado não-descontaminado no solo para uma estação tratando 388000 m³ de águas residuárias por dia. Estas duas práticas principais são aproximadamente equivalentes e custam menos do que todas as outras opções consideradas. Entretanto, para uma estação tratando 20000 m³/d, a solubilização de metais custou 43% mais do que a aplicação de lodo desidratado na agricultura. Para ambas as estações (388000 e 20000 m³), a descontaminação, seguida da estabilização com cal e aplicação no solo, tem um impacto ambiental menor do que qualquer outro manuseio estudado.

Rosenqvist et al. (1997) estudou a viabilidade econômica da utilização de águas residuárias municipais para a irrigação de uma plantação de salgueiros na Suécia. Segundo o autor, o tratamento de esgotos municipais na Suécia consistia, basicamente, na remoção de fósforo e de substâncias orgânicas facilmente degradáveis. A maioria do nitrogênio era liberada nos corpos d'água com o efluente. Recentemente, foram introduzidas exigências legais para a remoção, também, do nitrogênio. Isto encorajou as práticas de reuso. Isto quer dizer, que antes da precipitação química do fósforo, águas residuárias municipais podem ser utilizadas como fontes de nutrientes para a produção de biomassa. O trabalho procurou ilustrar uma forma realista de se manejar e utilizar este recurso em um sistema de reuso, ou seja, combinar o tratamento de esgoto com a produção de biomassa. Os cálculos econômicos (baseados no nitrogênio, que é um assunto problemático nas estações de tratamento) demonstraram que os custos para um sistema convencional para a remoção de nitrogênio e fósforo (US\$ 10,45 a US\$ 26,87/ kgN) permitem uma boa margem para investimento, operação e gerenciamento de um sistema de irrigação para o cultivo de salgueiros. Os cálculos demonstram que os custos do tratamento para um sistema de recuperação/reuso de esgotos, numa plantação de salgueiros, variam, dependendo do tipo de sistema e tamanho. A taxa de aplicação de nitrogênio é um dos principais fatores de custos.

Um sistema de gerenciamento para resíduos líquidos e sólidos afeta o ambiente e os sistemas técnicos que os rodeiam de diversas maneiras. Para diminuir o impacto ambiental do uso dos recursos, tratamentos biológicos e soluções alternativas para o tratamento dos resíduos são sempre defendidas. Estas alternativas incluem a elevação do uso na agricultura desses resíduos. Para analisar se um sistema como o indicado traz algum benefício para o ambiente e sua sustentabilidade, a análise de sistemas é uma metodologia bastante usual. As mudanças no impacto ambiental e recurso utilizado não são somente resultado de mudanças no método de tratamento do resíduo, mas, também, resultado das mudanças dos sistemas que os cercam - energia e agricultura - proporcionadas pelos avanços nas técnicas de gerenciamento de resíduos (SONESSON et al. 2000).

Com destaque ao emprego de águas residuárias na agricultura, König et al. (1998) conduziram um trabalho nas dependências da ETE de Guarabira - PB a fim de se analisar a produtividade, expressa como biomassa verde (t/ha) do capim elefante (*pennisetum purpureum*),

e sua qualidade sanitária, expressa como NMP coliformes fecais (NMP coliformes fecais/100 g de matéria verde), quando submetido à aplicação de esgoto doméstico tratado por lagoas de estabilização. Os autores trabalharam com quatro tipos de aplicação: água potável sem cloro residual (T1); água potável sem cloro residual com aplicação de NPK (T2); esgoto tratado em lagoa de estabilização com aplicação de NPK (T3); e, esgoto tratado em lagoa de estabilização (T4). Segundo os dados da pesquisa, a produtividade da forrageira foi mais elevada nos tratamentos T3 e T4, prevalecendo no último um melhor desempenho com exceção no primeiro corte. A maior produtividade ocorreu no segundo corte, porém devidamente relacionada ao período de chuvas. Os valores obtidos, neste corte, foram: 46,7 t/ha para T1; 34,84 t/ha para T2; 53,75 t/ha para T3; e, 55,25 t/ha para T4. Os dados evidenciam a capacidade de fertirrigação do esgoto doméstico tratado, devido ao seu elevado conteúdo de nutrientes dissolvidos e armazenados em compostos orgânicos, que são liberados lentamente com a decomposição do material carbonáceo no solo. Os pesquisadores atribuem a maior produtividade das culturas fertirrigadas aos nutrientes que se encontram na forma de compostos solúveis em água, que são mais facilmente assimilados pelas plantas e fornecidos com a mesma frequência da irrigação. Os valores obtidos para o NMP foram elevados. Entre $1,8 \cdot 10^6$ e $3,3 \cdot 10^3$ NMP coliformes fecais/100g de matéria verde, na seca, e entre $1,7 \cdot 10^7$ e $3,2 \cdot 10^3$ NMP coliformes fecais/100g de matéria verde, nas chuvas. Estas concentrações foram independentes do tipo de tratamento, tanto nas parcelas irrigadas com água potável sem cloro residual quanto naquelas irrigadas com esgoto tratado. Os autores atribuíram estes resultados à proximidade das áreas com as lagoas de estabilização, o que contribuiu, consideravelmente, para a contaminação através das gotículas dos aerossóis produzidos nas lagoas, propagadas pelos ventos.

Dechamps & Favaretto (1997) realizaram estudos no Centro de Estações Experimentais da Universidade Federal do Paraná, para avaliar o efeito da aplicação do lodo de esgoto, complementado com fertilizante, nas culturas de feijão e girassol. Foram avaliados cinco tipos de aplicação: testemunha (sem adubação); adubação mineral recomendada; adubação orgânica com lodo de esgoto para suprir 100% do N recomendado e complementação de P_2O_5 e K_2O com adubação mineral; adubação orgânica com lodo de esgoto para suprir 75% do N recomendado e complementação de P_2O_5 e K_2O com adubação mineral e; adubação orgânica com lodo de esgoto para suprir 50% do N recomendado e complementação de P_2O_5 e K_2O com adubação mineral. Os

resultados demonstraram que, para a cultura de girassol, o lodo de esgoto pode ser utilizado como fonte de adubação orgânica, substituindo 100% da quantidade de nitrogênio recomendada, sem prejuízo, em termos de rendimento, se comparado à adubação mineral. Observou-se, também, que a média de altura das plantas, o diâmetro e a produção de massa seca do capítulo, no tratamento com maior quantidade de lodo de esgoto, assumiram valores mais elevados. No caso do feijão, observou-se uma tendência de aumento da produtividade com o uso da adubação mineral e redução da quantidade de lodo aplicado.

Fiest et al. (1998) avaliaram os efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo. O experimento foi realizado na Fazenda Experimental do Canguiri, da Universidade Federal do Paraná (UFPR), município de Pinhais. O estudo foi realizado em um cambissolo álico de textura argilosa. As amostras foram coletadas em blocos, ao acaso, para as seguintes condições: sem adubação; adubação mineral; adubação orgânica com lodo de esgoto em doses crescentes de 3,2; 6,4 e 9,6 t/ha em base seca. O solo foi preparado no sistema convencional com profundidade de 30 a 40 cm. A área de cada parcela era de 249 m². A cultura utilizada foi o milho. A caracterização física das unidades de solo foi realizada através das análises granulométricas, densidade do solo e partículas, macroporosidade, microporosidade e retenção de água a 0,33, 1 e 4 atm. Os autores observaram uma redução do teor de C orgânico do solo nos tratamentos com dosagens de lodo de esgoto, porém sem diferenças significativas. O tratamento aplicação de 3,2 t/ha resultou em acréscimo na macroporosidade e redução na microporosidade, porosidade total e capacidade de retenção de água. A aplicação de 9,6 t/ha elevou a densidade de partículas do solo. As variáveis citadas não tiveram diferenças significativas, com exceção do solo que recebeu a taxa de 3,2 t/ha, que sofreu uma redução em sua densidade.

A recuperação e reuso de águas residuárias combinam muitos dos princípios fundamentais do tratamento de esgotos e suprimento de água de uma maneira bastante especializada. O reuso de águas residuárias é visto como uma forma de se aumentar os recursos de águas existentes e futuros, em oposição a uma expectativa crescente de demanda por água. A recuperação de águas é uma necessidade do ambiente urbano e uma fonte de recurso confiável.

Mesmo em anos de seca é capaz de substituir o uso de águas potáveis pelo uso de águas não potáveis e sub-potáveis (ASSANO, 1991).

A recuperação pode prover suficiente flexibilidade às agencias responsáveis pelo planejamento e gerenciamento deste recurso para satisfazer períodos de escassez e, também, ampliar a confiança nas reservas. Para se obter sucesso no planejamento e implementação de estações de tratamento para recuperação e reuso de águas residuárias, um acurado banco de dados sobre custos é essencial (ASSANO, 1991).

3 METODOLOGIA

Nesta seção é descrita a metodologia adota para a pesquisa.

3.1 LOCALIZAÇÃO

O projeto de pesquisa foi instalado em área cedida pela empresa Semae – Serviços Municipais de Água e Esgoto – na estação de recalque de esgoto do Bairro Parque Piracicaba (Balbo), cidade de Piracicaba, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 3.1).



FIGURA 3.1 – Localização da cidade de Piracicaba (FSP, 1994).

3.2 CONSTRUÇÃO DAS RAMPAS

Foram construídas duas rampas. Uma delas foi dividida ao meio por uma berna, para que se criasse três reatores e, deste modo, otimizar as operações no sistema. As rampas tinham declividades médias de 4%, valor sugerido no trabalho de Coraucci Filho (1992). A rampa I possuía, inicialmente, 23,0 m de comprimento por 8,0 m de largura. Após sofrer a divisão foram criadas as rampas I e II, cada uma com dimensões de 23,0 de comprimento por 3,5 m de largura. A rampa III tinha dimensões de 21,0 m de comprimento por 3,8 m de largura. Para a obtenção da declividade desejada foi necessário a realização de um corte na parte superior dos terrenos e um aterro na parte inferior (Figura 3.2).



FIGURA 3.2 – Vista das rampas I e II implantadas na estação elevatória do bairro Parque Piracicaba.

3.3 ENVOLVIMENTO DA POPULAÇÃO

Antes da efetivação do sistema de tratamento, foi necessária, devido, principalmente, à proximidade da estação de recalque às residências da população local, a realização de reuniões de esclarecimento com os líderes comunitários locais, o que possibilitou à população estar ciente de toda a implantação do projeto (Figuras 3.3 e 3.4).



Figura 3.3 – Reunião com líderes comunitários para a apresentação e esclarecimentos de dúvidas do projeto à população.



Figura 3.4 – Visita das lideranças comunitárias ao local de implantação do projeto.

3.4 AVALIAÇÕES FÍSICAS E DE FERTILIDADE DO SOLO

Para as análises físicas e de fertilidade do solo das rampas, foram coletadas amostras, nos perfis do solo, nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm. A metodologia empregada para a análise da fertilidade foi a descrita por Raij et al. (1987).

3.4.1 Curva de avanço

Foram realizados testes de avanço, antes e após o estabelecimento das plantas, através da metodologia descrita por Olitta (1989). A função do teste de avanço na engenharia de irrigação é auxiliar nos parâmetros de dimensionamento para projetos de sulcos largos de infiltração. No presente trabalho, proporcionou verificar se o comprimento adotado para as rampas era adequado para as taxas hidráulicas que seriam utilizadas no projeto.

O método consiste em se posicionar estacas ao longo da rampa – para o trabalho foram adotadas distâncias de 5 metros – aplicar uma vazão conhecida no início da rampa e acompanhar o tempo de deslocamento da água para percorrer o trajeto. Foram estudadas 4 taxas de aplicação, e o intuito da realização do teste foi determinar a taxa mínima de aplicação que percorreria todo o trajeto, em função da capacidade de infiltração do solo.

3.5 PLANTIO DA VEGETAÇÃO

Para o plantio da vegetação, seguiu-se a recomendação de Raij *et. al.* (1996). Através deste trabalho, verificou-se a necessidade de correção do solo para o cultivo da gramínea *Brachiaria humidicola*. O solo recebeu calagem (1,0 t/ha) para elevar a saturação por bases ao teor de 40%, além de uma aplicação de 40 kg/ha de nitrogênio em cobertura, 60 kg/ha de P₂O₅, 40 kg/ha de K₂O e 20 kg/ha de enxofre. Estas correções permitiram que, inicialmente, a vegetação encontrasse condições adequadas para o seu desenvolvimento.

A *Brachiaria humidicola* tem como principais características possuir boa adaptação a solos médios e fracos, ter alta resistência aos períodos de seca e altos valores de umidade no solo e média resistência aos períodos de frio. Para o plantio recomenda-se a correção da acidez do solo, a adubação fosfatada, a época das chuvas, a profundidade de 2 cm e o preparo convencional do solo, que deve ser bem destorroado e nivelado. Como recomendações de manejo tem-se: tempo de formação entre 150 e 180 dias, primeiro pastoreio aos 150 dias e manter uma altura após o corte de 20 cm. Esta gramínea produz cerca de 45 t/ha, tem um índice de proteína bruta na matéria seca entre 11 e 12% e boa palatabilidade e digestibilidade (SEMENTES NATERRA, 2000).

As rampas I e II receberam a gramínea *Brachiaria humidicola* e a rampa III a gramínea Tifton 85 (*Cynodon spp*). A gramínea Tifton 85 é uma variedade nova no mercado, desenvolvida pelo “United States Department of Agriculture - USDA” e a “University of Georgia Coastal Plain Experiment Station”, Tifton, Geórgia, EUA. Foi lançada, nos EUA, em março de 1992. É um cruzamento entre uma variedade africana (PI 290884) e a Tifton 68. Esta espécie tem, como principais características, boa resistência a solo encharcados, boa adaptação às condições de elevada concentração de matéria orgânica, além de uma boa adaptação ao calor e frio. A poda deve ocorrer em intervalos de 3 a 5 semanas, dependendo das condições climáticas e concentrações de nutrientes disponíveis no solo. O potencial de produção desta forrageira pode ser máximo com a ocorrência de períodos de chuva bem distribuídos e alta disponibilidade de nitrogênio. É recomendada, devido ao seu alto grau de digestibilidade, à produção de feno e pastagens (PROSTKO; DORSETT & BADE, 1998).

3.6 APLICAÇÃO DO EFLUENTE

O esgoto bruto foi recalcado do reservatório da estação por meio de uma bomba submersa, a qual foi revestida por telas, retendo os sólidos grosseiros que poderiam vir a causar entupimentos na bomba e no sistema de lançamento do efluente. A vazão era controlada através de um registro instalado no sistema de distribuição, constituído de tubos perfurados de PVC, com orifícios de diâmetro de 2,54 cm, distantes 15 cm um do outro, localizados na cabeceira das rampas (Figuras 3.5 e 3.6).



Figura 3.5 – Aplicação do efluente na cabeceira das rampas.



Figura 3.6 – Desobstrução dos orifícios da tubulação nos pontos de aplicação do efluente

A frequência de aplicação do esgoto bruto foi de cinco dias por semana, com um período de aplicação de 10 horas/dia (das 7:00h às 17:00h, horário de expediente de trabalho na estação). Para diminuir a proliferação de insetos no sistema, a aplicação foi suspensa por períodos de até quinze dias devido à infestação por larvas. As rampas receberam taxas de aplicação variando entre 0,2 a 0,75 m³/h.m.

3.7 PONTOS DE COLETA

Os pontos de coleta do efluente bruto foram os orifícios de saída da tubulação de alimentação localizada no início das rampas. A coleta de amostras de efluentes tratados foi realizada na tubulação de saída de cada uma das canaletas coletoras de efluente escoado pelas rampas. A coleta de amostras ao longo do comprimento de cada uma das rampas foi realizada a partir da obtenção de um estado de equilíbrio dinâmico no desempenho do sistema de tratamento

de esgoto. As amostragens compostas, foram realizadas em intervalos de uma hora, no período de 8:00 às 16:00 horas para obter uma composição média da água servida que chega à estação, a cada 5,0 m de comprimento rampa, retiradas com seringas plásticas de 200 mL.

3.8 PARÂMETROS DE CONTROLE AVALIADOS

As amostras coletadas objetivaram avaliar o comportamento das rampas, das coberturas vegetais e dos sistemas de lançamento de efluentes nas rampas quanto aos parâmetros pH, DBO, DQO, SS e Fósforo Total. As análises foram realizadas segundo a American Public Health Association (1995).

3.9 PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO AVALIADOS

Foram avaliados as eficiências dos sistemas na remoção dos parâmetros físico-químicos citados no item 4.8, de acordo com as taxas de aplicação superficial no solo de 0,20; 0,25; 0,30; 0,35; 0,50; 0,65 e; 0,70 m³/h.m, para as espécies de gramíneas *Brachiaria humidicola* e *Cynodon spp.*

4 RESULTADOS

Nesta seção são apresentados os resultados do trabalho proposto.

4.1 AVALIAÇÕES FÍSICAS E DE FERTILIDADE DO SOLO

Na tabela 4.1 são demonstrados os resultados da análise da fertilidade do solo antes do plantio das vegetações. Esta análise tem como propósito o levantamento de informações que indiquem ou não a necessidade de correção de nutrientes no solo, a fim de se garantir que as espécies tenham um desenvolvimento satisfatório.

TABELA 4.1 – Resultados da análise de fertilidade do solo da estação de tratamento do bairro Parque Piracicaba.

Variável	Valor
P	4,0 mg dm ⁻³
K	0,7 mmol _c dm ⁻³
Ca	10 mmol _c dm ⁻³
Mg	4 mmol _c dm ⁻³
H+Al	40 mmol _c dm ⁻³
pH	4,5
Matéria orgânica	10 g dm ⁻³
CTC	54,7 mmol _c dm ⁻³
Saturação por bases	27%

Através da Tabela 4.2 pode ser observado o resultado da análise física para o solo do sistema de tratamento implantado.

TABELA 4.2 – Análise física do solo das rampas instaladas na estação elevatória do bairro Parque Piracicaba.

Pontos de Amostragem		%			
		Argila	Areia Grossa	Areia Fina	Silte
Rampa Nº 1 <i>Brachiaria humidicola</i>					
Corte	(1)	28,8	18,7	25,3	27,2
	(2)	32,0	9,2	13,8	45,0
Aterro	(1)	24,7	25,1	30,5	19,7
	(2)	27,6	27,2	27,2	26,7
Rampa Nº 2 <i>Brachiaria humidicola</i>					
Corte	(1)	27,2	28,4	28,4	24,7
	(2)	16,7	24,6	40,2	18,5
Aterro	(1)	30,0	18,8	24,4	26,8
	(2)	32,4	15,9	22,7	29,0
Rampa Nº 3 <i>Tifton 85</i>					
Corte	(1)	31,1	23,6	28,7	16,6
	(2)	39,8	18,2	25,8	16,2
Aterro	(1)	24,0	21,3	35,5	19,2
	(2)	16,1	43,1	29,7	11,1

(1) Profundidade: 0-20 cm

(2) Profundidade: 20-40 cm

Na Tabela 4.3 e Figura 4.1 podem ser visualizados os valores de avanço para as taxas hidráulicas de 0,15 e 0,25 m³/h.m. A escolha destas taxas deveu-se ao seu caráter crítico (valores muito baixos) para operação do sistema.

TABELA 4.3 – Valores do avanço para taxas de aplicação críticas.

Distância (m)	Tempo (minutos)		
	Rampa 1	Rampa 1	Rampa 2
5	10,8	3	30
10	26,9	18	90
15	1250	41	270
20	1920	780	450
23		1440	1530
Taxa (m ³ /h.m)	0,15	0,25	0,25
	8,52% (aterro) e 6,54% (corte) solo seco	Aplicado 24 h após o 1 ^o ensaio	8,52% (aterro) e 6,54% (corte) solo seco

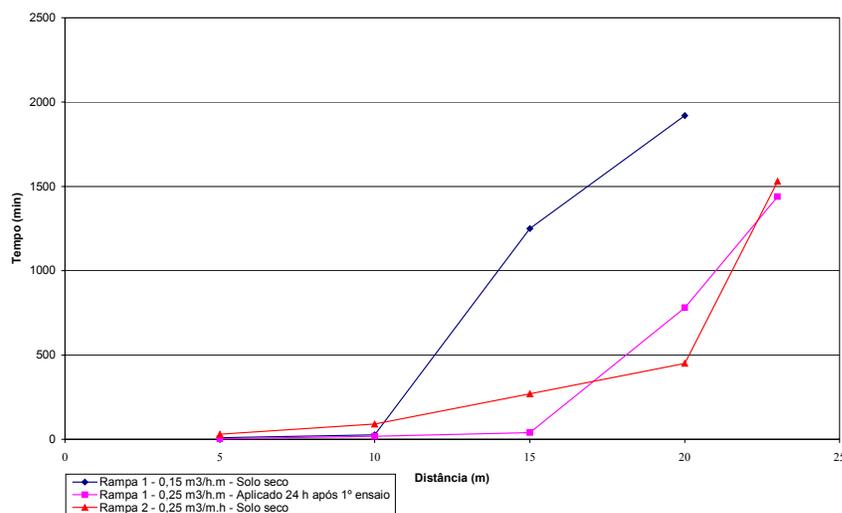


FIGURA 4.1 – Curvas de avanço da água no solo para as rampas 1 e 2.

Novos testes do avanço da água no solo foram necessários após a regularização das rampas (compactação para diminuir a perda de água por infiltração, nivelamento das rampas e cobertura total pela vegetação). Os dados são apresentados nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4.

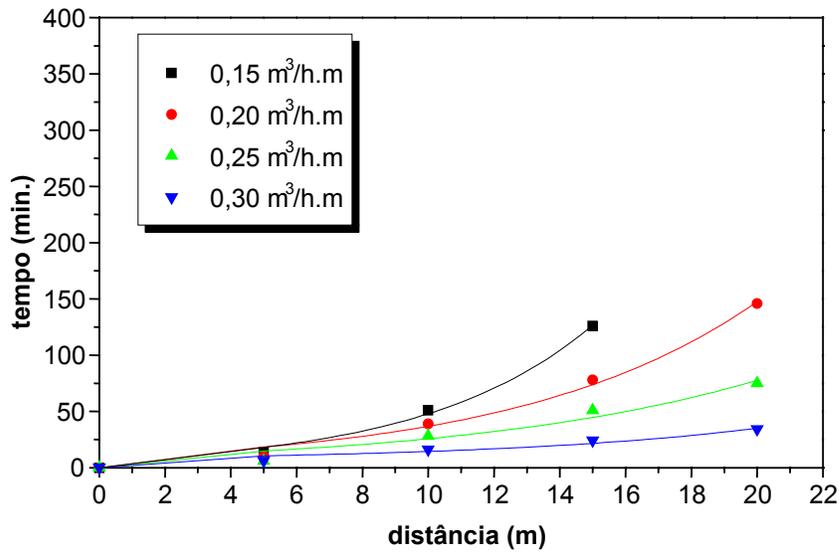


FIGURA 4.2 – Teste de avanço, para a rampa I, na área de aterro.

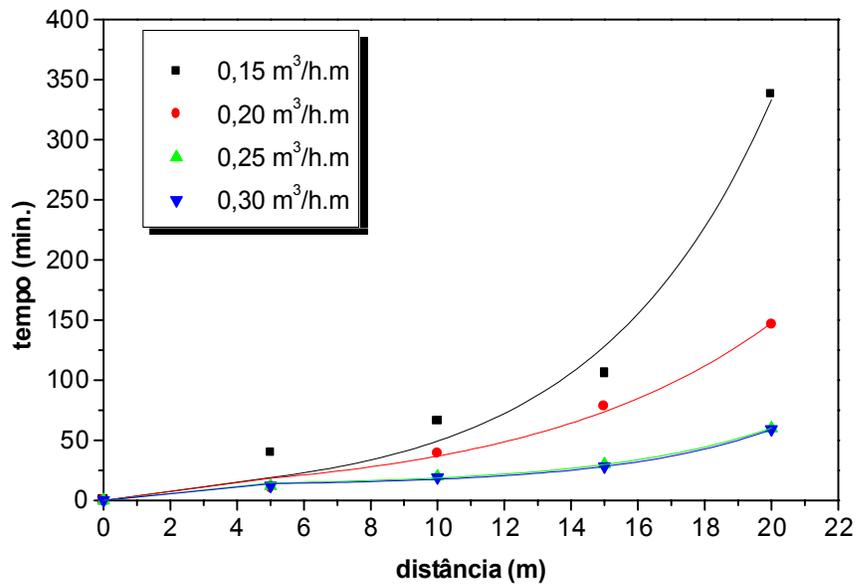


FIGURA 4.3 – Teste de avanço, para a rampa II, na área de aterro.

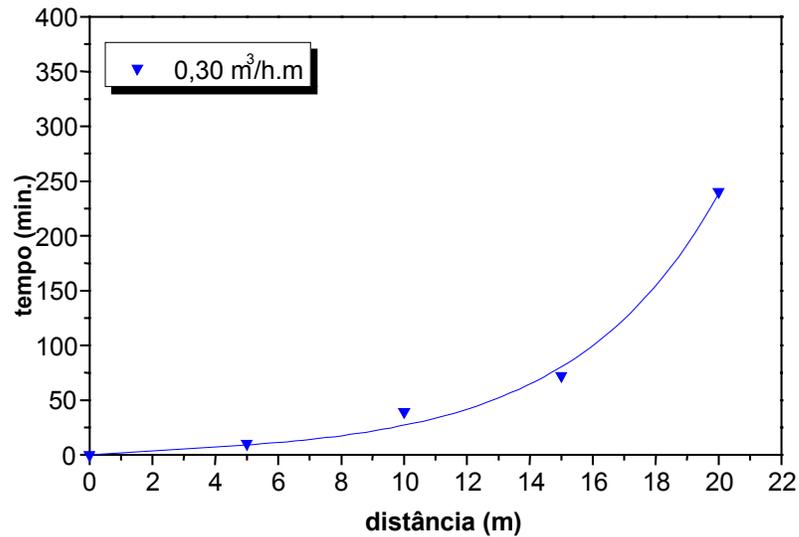


FIGURA 4.4 – Teste de avanço, para a rampa III, na área de corte.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO APLICADO NAS RAMPAS

Na Tabela 4.4 são apresentados os valores dos ensaios de caracterização do esgoto bruto aplicado nas rampas.

4.3 RESULTADOS DAS ANÁLISES DO ESGOTO APLICADO NAS RAMPAS

São apresentados nas Tabelas A.1 a A.31 no Anexo A deste trabalho os resultados referentes às análises do esgoto, ao escoar nas rampas, para as taxas de aplicação 0,20; 0,25; 0,30; 0,35; 0,40; 0,45; 0,50; 0,65, 0,70 e 0,75 m³/h.m. Os resultados estão separados por rampa de tratamento, e dentro deste conjunto, pela taxa de aplicação. Os resultados também podem ser observados nas Figuras A.1 a A.31.

TABELA 4.4 – Dados das análises realizadas no esgoto sanitário bruto aplicado nas rampas.

Coleta	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
1	6,70	197	-	692	270	625	377	248	270	244	26	6,5
2	6,89	139	-	694	378	691	412	279	272	244	28	6,9
3	6,09	151	-	915	573	1334*	897*	437*	816*	644*	172*	7,5
4	6,53	118	-	506	178	578	299	279	166	140	26	6,0
5	6,73	155	-	661	230	498	218	280	114	99	15	12,0
6	6,25	132	-	536	255	17806*	17570*	236*	138*	128*	10*	3,8
7	6,55	130	-	778	340	639	359	280	188	162	26	5,0
8	6,70	154	-	712	242	626	343	283	156	136	20	605*
9	7,57	171	-	484	252	407	152	255	108	96	12	7,0
10	6,85	158	758	825	257	663	360	303	182	144	38	4,3
11	6,73	140	780	658	373	688	383	305	254	218	36	7,7
12	7,01	119	679	434	132	413	124	289	100	79	21	6,3
13	6,88	109	610	226	42	321	91	230	82	64	18	4,4
14	6,64	161	782	384	350	427	176	251	160	138	22	6,9
Média	(6,09-7,57)**	145	722	608	277	548	275	274	171	147	24	6,5
Desv. Padrão		23	75	188	126	128	115	23	66	61	8	2,1

* valores não utilizados nos cálculos. Problemas de coleta e/ou análise laboratorial.

** intervalo de variação.

4.4 TRATAMENTO DOS DADOS

Neste item serão abordados as equações para o dimensionamento do sistema, estabelecendo os coeficientes destas equações e a avaliação da carga orgânica aplicada na área de tratamento.

4.4.1 Quantificação da carga orgânica aplicada na área de tratamento

Através da Tabela 4.5 se pode observar a carga orgânica aplicada através de cada taxa estudada, além da carga orgânica do afluente e eficiência de remoção do tratamento.

4.4.2 Equações de dimensionamento

Nas figuras 4.5 a 4.11 estão representadas as equações das curvas referentes aos índices de remoção de DBO, após os primeiros 5 metros do ponto de aplicação, no comprimento das rampas, para as taxas de aplicação de 0,20; 0,25; 0,35; 0,50; 0,65 e 0,75. O mesmo tipo de informação pode ser obtido nas Figuras 4.12 a 4.18 para todo o comprimento das rampas.

Na Tabela 4.6 estão expressos os índices do modelo de equação para o dimensionamento de sistemas de tratamento de esgotos pelo método do escoamento superficial proposto por Smith & Schroeder (1985) e Abernathy, Zirschky & Borup (1985). Na Tabela 4.7 o mesmo modelo é aplicado para todo o comprimento das rampas.

TABELA 4.5 – Carga Orgânica do efluente e afluente das rampas e eficiências de remoção.

Taxa de aplicação (m ³ /h.m)	Rampa	Carga Orgânica (kg DBO/dia.ha)		Eficiência na remoção DBO (%)	Eficiência na remoção DQO (%)	Eficiência na remoção SST (%)
		Afluente	Efluente			
0,20	I	114,8	6,95	93,4	62,9	71,3
0,25	I	279,3	135,9	51,3	60,2	62,9
		45,65	32,6	28,6	38,9	47,6
0,30	I	315,6	134,3	57,4	48,0	38,4
		328,7	123,9	62,3	46,9	53,7
0,35	I	532,6	143,0	73,1	51,8	79,4
0,40	I	443,5	198,3	55,3	46,8	47,1
		591,3	212,2	64,1	68,4	81,9
0,65	I	503,0	124,3	75,3	55,1	84,9
0,75	I	750,0	502,2	33,0	46,9	63,2
1,00	I	1621,7	539,1	66,8	56,2	79,5
0,20	II	324,3	20,0	93,8	76,4	86,6
0,25	II	273,9	63,0	77,0	81,4	67,6
		380,4	82,6	78,3	58,6	47,5
0,30	II	335,2	103,0	69,3	44,0	2,7
		54,8	51,0	6,9	28,3	13,4
0,35	II	368,3	121,7	67,0	76,3	66,7
0,40	II	229,6	48,7	78,8	62,0	42,0
0,45	II	348,3	185,9	46,6	65,6	81,3
0,50	II	739,1	360,9	51,2	64,0	76,6
0,20	III	125,7	29,5	76,5	59,4	33,0
0,25	III	305,9	114,3	62,6	38,9	32,4
		307,1	97,6	68,2	11,1	63,4
		416,7	76,2	81,7	53,4	91,2
0,30	III	360,0	244,3	32,1	80,0	44,4
		532,9	65,7	87,7	66,3	89,7
0,35	III	403,3	220,0	45,45	85,8	34,6
0,50	III	809,5	526,2	35,0	36,8	68,1
0,65	III	550,9	284,8	48,3	48,3	65,7
		789,3	433,3	45,1	26,3	36,2
0,70	III	766,7	746,7	2,6	52,3	49,1

TABELA 4.6 – Coeficientes da equação para o modelo proposto por Smith & Schroeder (1985) e Abernathy; Zirschky & Borup (1985) para as rampas estudadas. Equação do tipo: $(C-5)/Co = a * e^{-b*z}$.

Taxa de aplicação (m ³ /h.m)	Rampa	a	b	r ²	z (m) (C-5)/Co=0,2
0,20	I	0,3857	0,1099	0,6524	5,97
	II	1,6145	0,1399	0,9907	14,93
	III	1,3109	0,0853	0,9994	22,04
0,25	I	2,5983	0,0808	0,8322	31,74
	II	1,0117	0,0682	0,9270	23,77
	III	0,5492	0,0560	0,9224	18,04
0,30	I	1,1409	0,0527	0,9495	33,04
	II	2,6888	0,0915	0,9704	28,40
	III	0,5246	0,0743	0,9302	12,98
0,35	I	0,8675	0,0631	0,9479	23,25
	II	1,1692	0,0547	0,9815	32,28
	III	2,2492	0,0742	0,9738	32,61
0,50	II	0,9519	0,0226	0,2654	69,03
	III	1,0001	0,0328	0,8460	49,07
0,65	I	0,7973	0,0513	0,9660	26,96
	III	1,1248	0,0433	0,7154	39,88
0,70	I	2,2236	0,0519	0,9203	46,41
	III	1,8947	0,0334	0,8055	67,32

TABELA 4.7 – Coeficientes da equação, obtidos com o comprimento total das rampas, para o modelo de dimensionamento proposto por Smith & Schroeder (1985) e Abernathy; Zirschky & Borup (1985). Equação do tipo $(C-5)/C_0 = a * e^{-b*z}$.

Taxa de aplicação (m ³ /h.m)	Rampa	a	b	r ²	z (m) (C-5)/C ₀ =0,2
0,20	I	0,6824	0,1479	0,8602	8,30
	II	1,1095	0,1185	0,9713	14,45
	III	1,0823	0,0726	0,9808	23,26
0,25	I	1,4501	0,0476	0,6179	41,62
	II	0,9286	0,0633	0,9484	24,25
	III	0,7635	0,0780	0,9171	17,18
0,30	I	1,0347	0,0472	0,9636	34,82
	II	1,5969	0,0617	0,7956	33,67
	III	0,6834	0,0901	0,9247	13,64
0,35	I	0,8023	0,0580	0,8753	23,95
	II	1,2391	0,0579	0,9285	31,50
	III	1,6970	0,0553	0,6803	38,67
0,50	II	1,1090	0,0386	0,8857	44,38
	III	1,1195	0,0323	0,5795	53,32
0,65	I	1,0297	0,0659	0,9423	24,87
	III	1,1362	0,0439	0,8314	39,57
0,70	I	1,3636	0,0240	0,4531	79,78
	III	1,5101	0,0198	0,3646	102,10

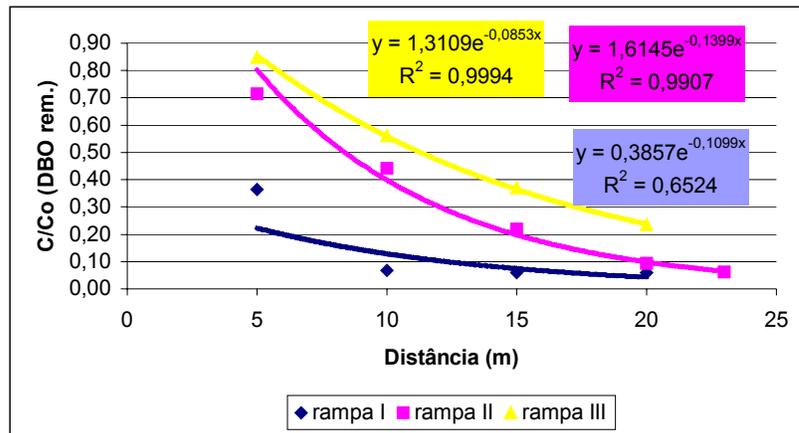


FIGURA 4.5 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,20 m³/h.m.

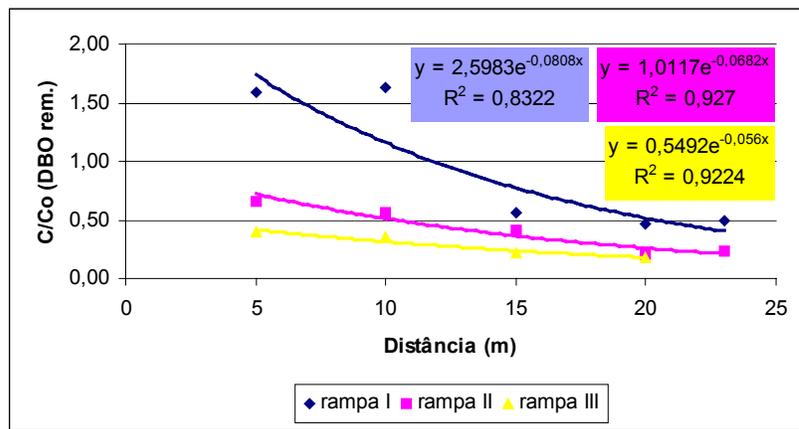


FIGURA 4.6 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,25 m³/h.m.

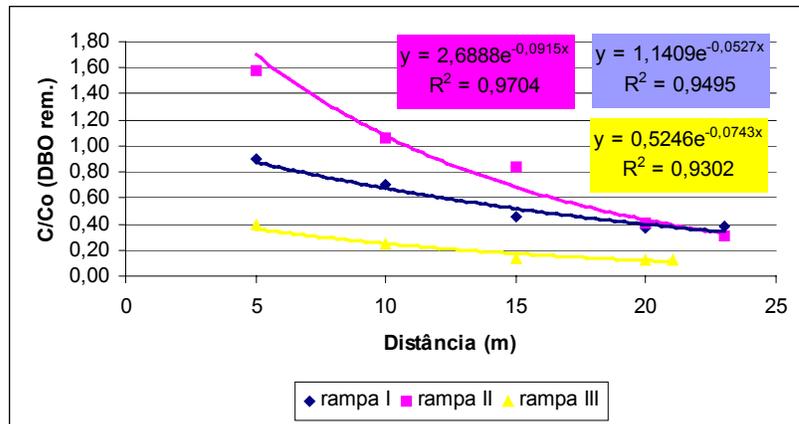


FIGURA 4.7 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,30 m³/h.m.

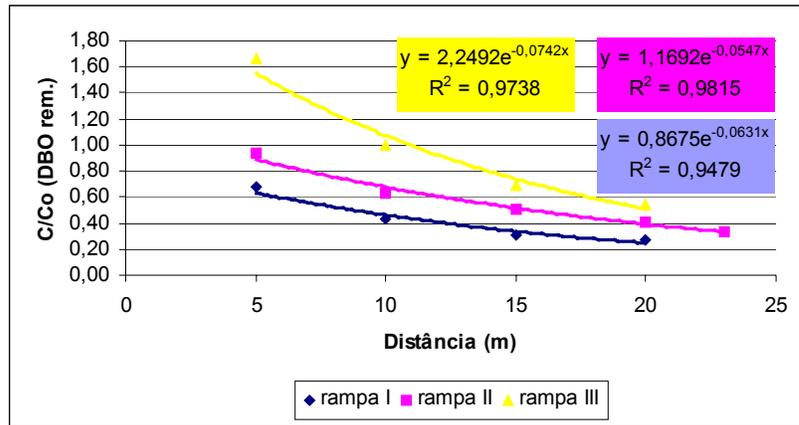


FIGURA 4.8 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,35 m³/h.m.

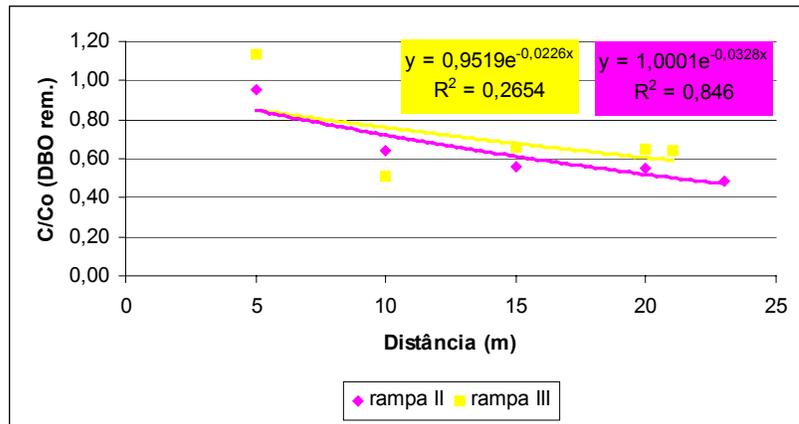


FIGURA 4.9 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,50 m³/h.m.

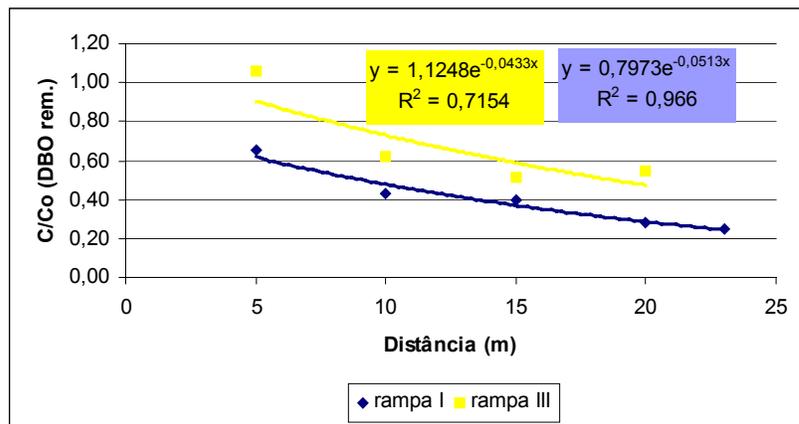


FIGURA 4.10 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,65 m³/h.m.

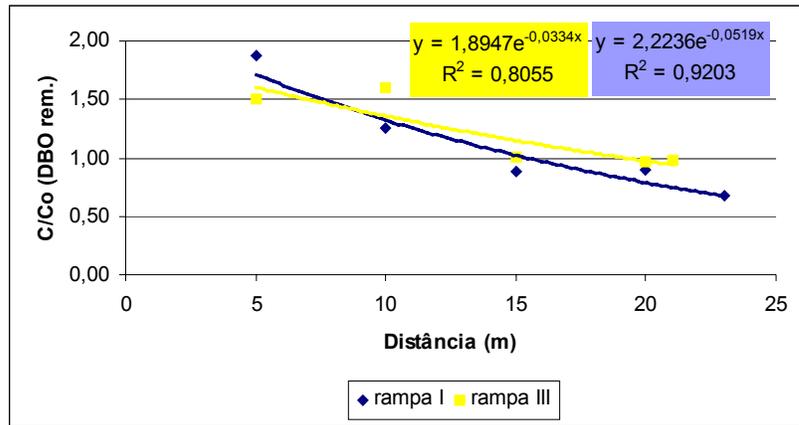


FIGURA 4.11 – DBO remanescente (C/Co), taxas de aplicação de 0,75 m³/h.m (rampa I) e 0,70 m³/h.m (rampa III).

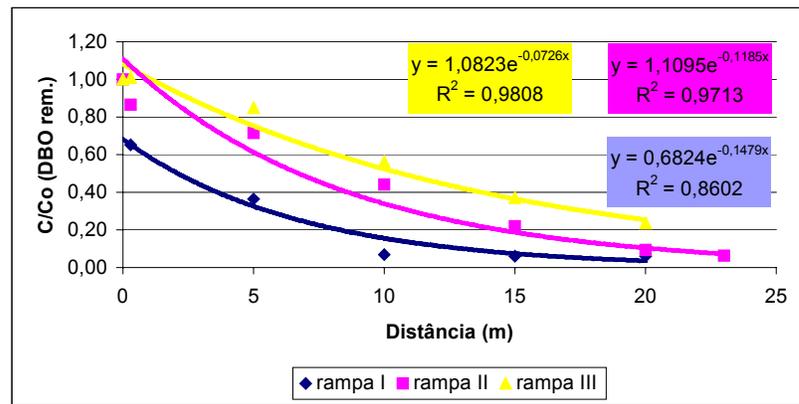


FIGURA 4.12 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,20 m³/h.m.

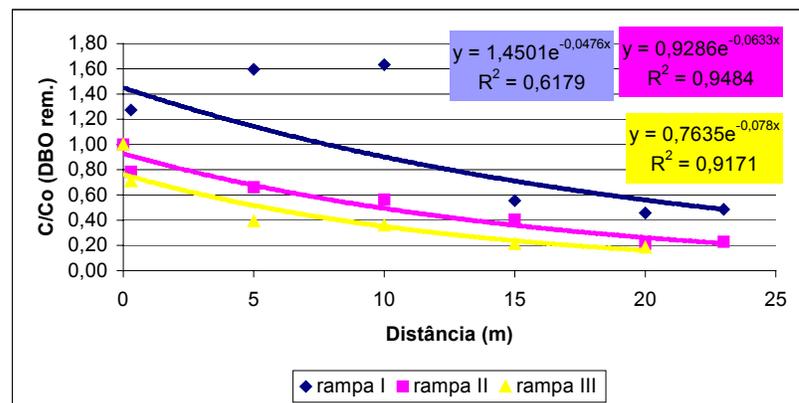


FIGURA 4.13 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,25 m³/h.m.

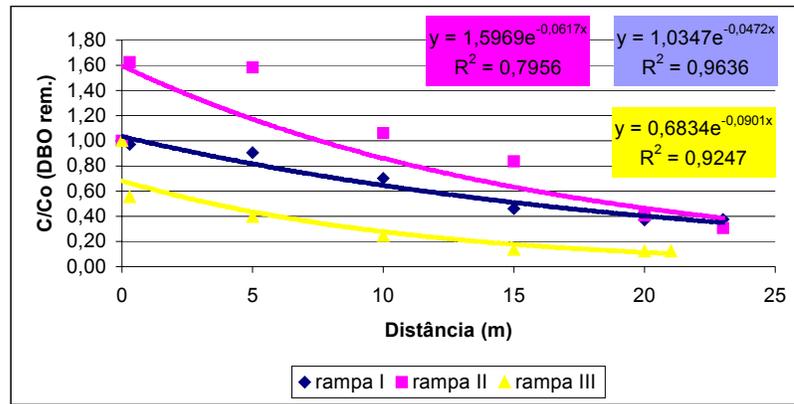


FIGURA 4.14 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,30 m³/h.m.

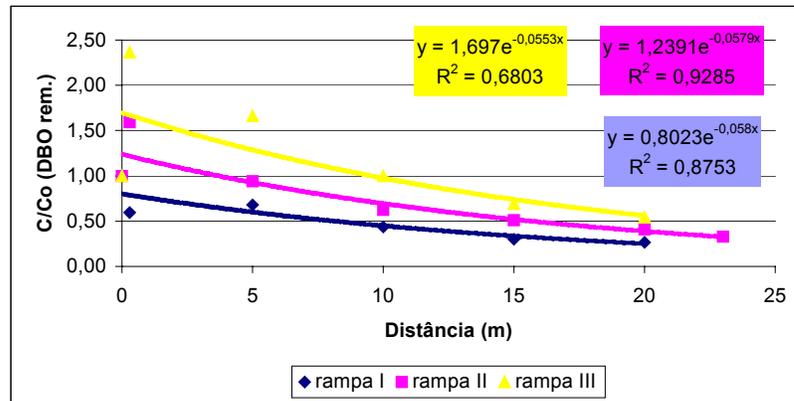


FIGURA 4.15 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,35 m³/h.m.

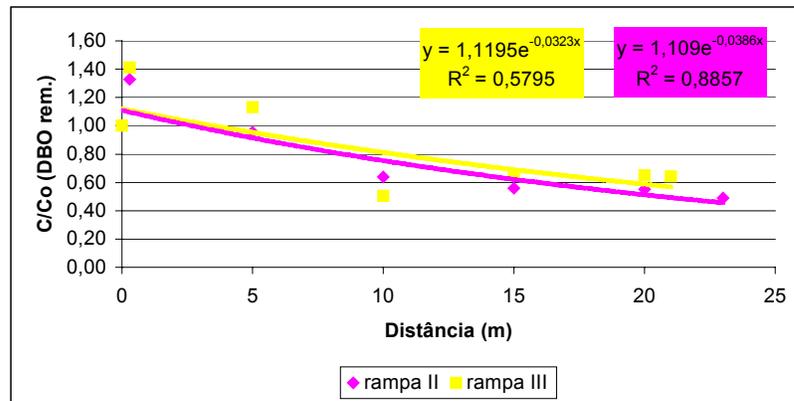


FIGURA 4.16 – DBO remanescente (C/Co), taxa de aplicação 0,50 m³/h.m.

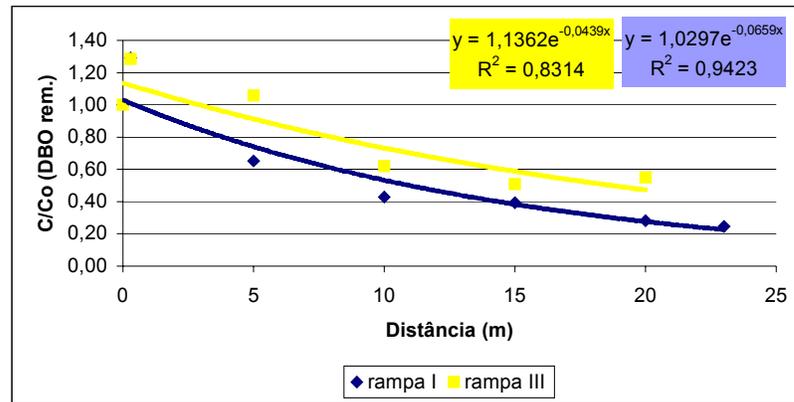


FIGURA 4.17 – DBO remanescente (C/C_0), taxa de aplicação $0,65 \text{ m}^3/\text{h.m}$.

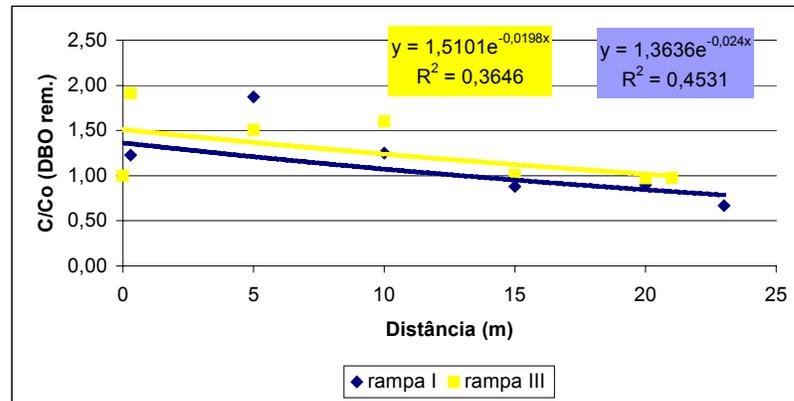


FIGURA 4.18 – DBO remanescente (C/C_0), taxas de aplicação de $0,75 \text{ m}^3/\text{h.m}$ (rampa I) e $0,70 \text{ m}^3/\text{h.m}$ (rampa III).

5 DISCUSSÃO

5.1 AVALIAÇÕES DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SOLO

Através da análise dos dados da Tabela 4.2 e segundo a metodologia do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (“USDA”) o solo recebe a classificação de “franco–arenoso”. Conforme discutido na revisão bibliográfica, não é o tipo de solo mais recomendado para este tipo de tratamento devido às suas características permeáveis. Porém, como mencionado, solos permeáveis têm demonstrado boa eficiência nos tratamentos de águas residuárias pelo método do escoamento superficial.

5.2 AVALIAÇÃO QUÍMICA E DE FERTILIDADE DO SOLO

Com as informações obtidas na Tabela 4.1 foi possível detectar a necessidade de ajustes e correções no solo, descritos no item 3.5, para o desenvolvimento da vegetação suporte. Assim, o pH do solo foi corrigido com calcáreo dolomítico da região de Rio Claro, Estado de São Paulo, além de receber quantidades de adubo N.P.K + S.

5.3. AVALIAÇÃO DA CURVA DE AVANÇO

Com o auxílio da Figura 4.1, que corresponde ao primeiro teste de avanço realizado nas rampas, é possível observar a total instabilidade do fluxo, no sistema, para as três rampas. Isto é causado pela falha na cobertura do solo e suas diferentes características (corte e aterro) antes da formação do biofilme sobre ele.

Na Figura 4.2, onde estão representadas as curvas de avanço das rampas I e II, observa-se que a taxa hidráulica de $0,15 \text{ m}^3/\text{h.m}$ é insuficiente para percorrer todo o trajeto da rampa. Por isso, sua utilização foi abandonada, uma vez que há a necessidade de comparar os dados gerados nas três rampas. Deste modo, as taxas aplicadas no sistema foram maiores ou iguais a $0,20 \text{ m}^3/\text{h.m}$.

Devido a problemas de tempo e a necessidade de se iniciar, simultaneamente, a aplicação do esgoto no solo nas três rampas, somente foi possível avaliar a curva de avanço na rampa III para a taxa de $0,30 \text{ m}^3/\text{h.m}$. No entanto, foi verificado, de maneira empírica, que a taxa de $0,20 \text{ m}^3/\text{h.m}$ era suficiente para percorrer todo o trajeto da rampa.

5.4 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO APLICADO NAS RAMPAS

Pela Tabela 4.4 faz-se a seguinte análise:

O valor do pH oscilou entre valores próximos ao neutro (entre 6,09 e 7,57). Nenhum valor anormal foi observado no esgoto sanitário bruto. O pH em torno de 7, como mencionado por Coraucci Filho et al. (1999), é o ideal para o desenvolvimento dos microrganismos e da vegetação suporte. Deste modo, com os valores de pH obtidos, nenhum ajuste no pH do esgoto sanitário foi necessário para sua aplicação no solo.

Os valores médios de DQO, DBO e sólidos suspensos totais foram, respectivamente, 608, 277 e 171 mg/L. Estes valores estão condizentes com os valores encontrados por Paganini (1998) para um efluente similar. Pode-se notar, porém, o alto valor dos desvios padrões para os dados analisados (188, 126 e 66, respectivamente para DQO, DBO e SST), o que indica uma grande variação nos valores dos parâmetros nos diferentes dias de coleta e nas diferentes estações do ano. Isto demonstra que os valores de matéria orgânica tratados nas rampas, em cada dia de aplicação, não dependeram apenas do valor da taxa de aplicação.

O valor médio da concentração de fósforo total foi de 6,5 mg/L. Assim como os valores médios de alcalinidade (145 mg CaCO₃/L) e condutividade (722 µS/cm), apresentou baixos valores de desvio padrão. Isto permite dizer que o esgoto aplicado possuía uma concentração de fósforo total muito similar em todos os dias de funcionamento do sistema.

5.5 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS EFLUENTES TRATADOS NAS RAMPAS

Nesta seção é apresentada uma avaliação dos parâmetros pH, DBO, DQO, Sólidos Suspensos e Fósforo Total para os efluentes tratados.

5.5.1 pH

Os valores do pH descritos nas Tabelas A.1 a A.31 e apresentados nas Figuras A.1(a) a A.31(a) estão dentro dos valores esperados para este tipo de efluente conforme descrito por Coraucci Filho (1992). O seu comportamento foi o mesmo para todas as taxas de aplicação e rampas pesquisadas. O esgoto aplicado, como já mencionado no item 5.4, tendeu a valores de pH próximos ao neutro. Nas figuras citadas, observa-se que esta proximidade manteve-se durante todo o trajeto do esgoto nas rampas. É um indício de que nenhuma condição de tamponamento foi quebrada. Isto proporcionou um ambiente adequado para o desenvolvimento das plantas e a ocorrência das reações químicas necessárias à depuração do esgoto.

5.5.2 DBO e DQO

O comportamento da DBO e DQO no sistema de tratamento estiveram dentro do esperado. Nas Figuras A.1(b, c) a A.31(b, c), pode-se observar que tanto a DBO quanto a DQO tiveram os seus valores reduzidos de forma mais acentuada nos primeiros metros do comprimento das rampas, independentemente da taxa aplicada ou rampa de tratamento. Este comportamento já foi discutido por diversos autores, entre eles, Smith & Schroeder (1985) e Coraucci Filho et al. (1999), e está associado à maior remoção de sólidos suspensos e sedimentáveis ocorrida nesta região.

As porcentagens de remoção da DBO oscilaram entre 28,6% e 93,8% e os índices de remoção de DQO variaram entre 26,3% e 85,8%, conforme apresentado na Tabela 4.5. Valores menores foram encontrados neste trabalho, mas podem ser interpretados como exceções. Observa-se, na mesma tabela, que os maiores índices de remoção, independentemente do indicador, foram conseguidos com as menores taxas de aplicação (0,20; 0,25; 0,30; 0,35 e 0,40 m³/h.m).

De um modo geral, a eficiência de remoção da DBO foi maior do que a remoção da DQO. Porém, nota-se que as eficiências de remoção entre os dois parâmetros não possuem uma correlação: altas taxas de remoção de DBO não implicam no mesmo desempenho para a DQO e vice-versa.

A adequação quanto à legislação – remoção de DBO acima ou igual a 80%, foi conseguida pela rampa I para a taxa de 0,20 m³/h.m (93,4%), pela rampa II para as taxas de 0,20; 0,25 e 0,40 m³/h.m (93,8%, 78,3 e 78,8%, respectivamente – os dois últimos valores estão muito próximos de 80%) e; pela rampa III para as taxas de 0,25 e 0,30 m³/h.m (81,7% e 87,7, respectivamente).

Com exceção da aplicação da taxa de $0,65 \text{ m}^3/\text{h.m}$ na rampa I que atingiu uma eficiência de remoção de DBO de 75,3%, todas as taxas superiores a $0,40 \text{ m}^3/\text{h.m}$ tiveram um desempenho insatisfatório (abaixo de 50%).

No caso da DQO, os índices de remoção maiores do que 80% ocorreram na rampa II para a taxa de $0,25 \text{ m}^3/\text{h.m}$ (81,4%) e na rampa III para as taxas de 0,30 e $0,35 \text{ m}^3/\text{h.m}$ (80,0% e 85,8%, respectivamente). Neste caso, todas as taxas superiores a $0,40 \text{ m}^3/\text{h.m}$ tiveram um desempenho sofrível.

Para os valores abaixo de 80%, é recomendável um aumento no comprimento das rampas. De acordo com as Tabelas 4.6 e 4.7, uma ampliação no comprimento das rampas entre 10,0 m e 20,0 m já seria suficiente. Uma melhor avaliação poder ser vista no item 5.6.

5.5.3 Sólidos Suspensos

O comportamento de remoção dos sólidos suspensos totais e suspensos voláteis, nas rampas, foi similar ao ocorrido com a DQO e a DBO. Os maiores índices de remoção ocorreram nos primeiros 10 metros das rampas - Tabelas A.1(d) a A.31(d) e Figuras A.1(d) a A.31(d).

Da observação na Tabela 4.5 tem-se que os maiores índices de remoção de sólidos totais ocorreram na rampa I para as taxas de 0,35; 0,40; 0,65 e $1,00 \text{ m}^3/\text{h.m}$ (79,4%, 81,9%, 84,9% e 79,5%, respectivamente); na rampa II para as taxas de 0,20 e $0,45 \text{ m}^3/\text{h.m}$ (86,6% e 81,3%, respectivamente) e; na rampa III para as taxas de 0,25 e 0,30 (91,2% e 89,7%, respectivamente).

Nota-se que para as taxas de remoção de DBO mais elevadas, geralmente ocorreram altos índices de remoção de sólidos suspensos. Entretanto, a recíproca não é verdadeira, como ilustrado no parágrafo acima (rampa I). A mesma situação ocorreu com a DQO, salvo algumas exceções.

5.5.4 Fósforo Total

Os dados sobre a remoção de fósforo total - Tabelas A.1(e) a A.31(e) e Figuras A.1(e) a A.31(e) - são compatíveis com a literatura consultada. É esperado, neste tipo de tratamento uma baixa remoção no teor de fósforo total como informado por Smith & Schroeder (1985). Ao analisar as figuras pode-se concluir que nenhuma variação significativa nos teores de fósforo total ocorreu, ficando o percentual de remoção abaixo de 50% em todas as rampas.

5.6 EQUAÇÕES DE DIMENSIONAMENTO

Através da Tabela 4.6 e das Figuras 4.5 a 4.11 os seguintes comentários podem ser realizados:

1. para a taxa de aplicação de $0,20 \text{ m}^3/\text{h.m}$, as curvas que tiveram um ajuste melhor foram as das rampas II e III. Através dos gráficos gerados, percebe-se que as rampas II e III necessitam, respectivamente, de comprimentos de rampa de 14,93 e 22,04 m para atingirem um índice de remoção de 80%. A rampa coberta com a gramínea *Brachiaria humidicola* apresentou ligeira vantagem sobre a que recebeu cobertura da gramínea Tifton 85;
2. para as taxas de aplicação de $0,25$ e $0,30 \text{ m}^3/\text{h.m}$, o melhor desempenho ocorreu com a rampa que recebeu a gramínea Tifton 85 (rampa III). Para esta rampa, os comprimentos necessários para atingir eficiências de tratamento de 80%, para as taxas de aplicação mencionadas, são, respectivamente, 18,04 e 12,98 m. Estes valores são bem inferiores aos encontrados para as rampas que receberam a gramínea *Brachiaria humidicola*;
3. para a taxa de aplicação de $0,35 \text{ m}^3/\text{h.m}$, os comprimentos das rampas exigidos para tratar o efluente são praticamente idênticos (32,0 m); e,

4. para as altas taxas de aplicação (0,50; 0,65 e 0,70 m³/h.m), os menores comprimentos para se atingir valores de 80% de remoção de DBO foram obtidos com as rampas que receberam a vegetação *Brachiaria humidicola*, com exceção da taxa de 0,50 m³/h.m.

Embora o modelo de dimensionamento proposto por Smith & Schroeder (1985) e Abertnathy; Zirschky & Borup (1985) recomende o dimensionamento através da equação do segundo estágio (Equação 2.4), os dados apresentados na Tabela 4.7 e Figuras 4.12 a 4.18, que foram gerados em função do comprimento total da rampa, forneceram valores mais conservadores, ou seja, com um fator de segurança maior, para a obtenção dos valores dos comprimentos de rampa e da eficiência de remoção de DBO regulamentada pela legislação brasileira. Estes autores propõem a exclusão dos dados gerados nos cinco primeiros metros da rampa, para a obtenção da melhor curva para o dimensionamento do sistema de tratamento, como forma de elevar este fator de segurança. A utilização do comprimento total da rampa para a obtenção das curvas, estaria gerando, neste caso, modelos super-dimensionados para a obtenção dos comprimentos de rampas ideais.

5.7 CARGA ORGÂNICA APLICADA

A carga orgânica aplicada no solo é elevada independentemente da taxa de aplicação (Figura 4.5). Ou seja, o sistema, mesmo se possuir altos índices de eficiência, promove o descarte de altos teores de matéria orgânica, juntamente com seu efluente, o que pode gerar problemas ambientais se mal gerenciado.

A carga orgânica aplicada variou de 114,8 a 1621,7 kgDBO/ha.dia – valores menores entrados são considerados exceção. Os menores descartes de carga orgânica com o efluente foram alcançados com as menores taxas de aplicação. Como é um parâmetro de controle derivado da DBO, a sua eficiência de remoção é a mesma descrita para a DBO no item 5.5.2. A análise da carga orgânica é uma outra forma de se discutir a eficiência do método de tratamento.

É importante destacar que ao se elevar o comprimento das rampas para se atingir os índices de remoção regulamentados pela legislação, como demonstrado no item 5.6, há um acréscimo no valor da carga orgânica aplicada ao solo, visto que seu valor depende da área da rampa.

CONCLUSÕES

As conclusões foram:

- O sistema de tratamento de águas residuárias pelo método do escoamento superficial no solo demonstrou ser uma alternativa viável aos sistemas de tratamento de esgoto sanitário convencionais;

- O sistema implantado atingiu níveis de remoção de DBO, DQO e Sólidos Suspensos adequados à legislação brasileira, mesmo ao possuir algumas características que poderiam comprometer o seu desempenho, como o solo franco-arenoso e comprimentos de rampa inferiores a 35,0 m.

- As melhores taxas de aplicação para o sistema estudado foram as menores que $0,40 \text{ m}^3/\text{h.m}$. Porém, melhores desempenhos, tanto para baixas taxas de aplicação quanto para altas taxas de aplicação, poderiam ser conseguidos através do aumento dos comprimentos das rampas, como indicado pelos modelos de dimensionamento encontrados.

- Os resultados das equações de dimensionamento encontrados são válidos apenas para sistemas com as mesmas características do apresentado, isto é, rampas com 4% de declividade e solo franco-arenoso, para as taxas aplicadas.

- O sistema demonstrou ser igualmente eficiente para as duas espécies de gramíneas empregadas. Entretanto, a utilização da gramínea Tifton 85 traz algumas vantagens, dentre elas: fechamento mais rápido e denso sobre o solo após o plantio, rápida recuperação após o corte,

maior uniformidade de crescimento, domínio total sobre as plantas invasoras, grande resistência a elevados índices de umidade no solo, intervalos de poda mais curtos e a possibilidade de sua destinação à alimentação animal.

- A carga orgânica demonstrou ser um parâmetro de avaliação importante para a eficiência do tratamento de esgoto sanitário. pelo método do escoamento superficial no solo, pois indica a quantidade de matéria orgânica que é tratada e descartada na rampa em termos de kgDBO/ha.dia.

- O sistema, nas condições estudadas, não é recomendado para a redução de elevadas concentrações de fósforo, como verificado experimentalmente e descrito no item 2.2.2.6.

SUGESTÕES

Uma das maiores dificuldades encontradas durante o trabalho foi a realização de coletas confiáveis de amostras. Como pôde ser notado, foi freqüente a obtenção de valores de ensaios muito divergentes dos valores aceitáveis. Isto ocorreu pela falta de experiência neste tipo de tomada de amostra, e pela própria dificuldade em coletar as amostras no interior das rampas com precisão e segurança sanitária.

O maior problema foi a incorporação de matéria orgânica já sedimentada ao líquido de amostragem através das seringas. Isto deveu-se à pequena espessura do filme líquido que escoava sobre as rampas. Propõe-se, para uma melhor geração de dados e avaliação do sistema, que ao invés de se utilizar a DBO total, sejam utilizados os dados de DBO filtrada. A DBO total inclui a DBO dos particulados e a DBO solúvel. Devido ao grau de incerteza do material particulado relacionado à biomassa presente no solo e às diferentes taxas de decantação dos sólidos suspensos que chegam com o esgoto, além das taxas de retenção de sólidos, erosão do solo, entre outros fatores, o efluente que escoar na rampa possui taxas muito elevadas de sólidos suspensos em certos momentos, por causa da re-suspensão de fragmentos ou material particulado. O desempenho da DBO solúvel dependeria apenas das incorporações bioquímicas realizadas pelas plantas e microrganismos.

Atenção especial deve ser dada ao nivelamento das rampas para que se evite a formação de poças (o que poderia ocasionar a proliferação de insetos) e caminhos preferenciais (curto circuito), principalmente para pequenas taxas de aplicação.

ANEXOS

ANEXO A

São apresentados neste anexo as tabelas dos dados gerados durante a pesquisa para a avaliação do desempenho do sistema de tratamento.

TABELA A.1 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,20 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	7,01	119	679	434	132	1,00	413*	124*	289*	100*	79*	21*	6,3
0,3	6,94	117	689	381	86	0,65	1291	668	623	1540	712	828	6,8
5	7,20	143	664	280	48	0,36	1953	1058	895	1480	888	592	5,7
10	7,38	108	658	198	9	0,07	A I	A I	A I	308	208	100	4,8
15	7,47	83	491	171	8	0,06	A I	A I	A I	670	424	246	4,1
20	6,78	53	385	161	8	0,06	A I	A I	A I	442	158	284	3,5
23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

AI – amostra insuficiente

TABELA A.2 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*), primeira aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,85	158	758	825	257	1,00	663	360	303	182	144	38	4,3
0,3	7,03	184	771	1350	327	1,27	1048	587	461	464	300	164	8,8
5	7,15	197	780	1322	410	1,60	1316	786	530	752	520	232	7,5
10	7,28	223	825	3126*	420	1,63	2665*	1683*	982*	1880*	1260*	620*	11,9
15	7,42	210	793	1063	143	0,56	1054	568	486	592	384	208	10,0
20	7,49	197	790	575	118	0,46	656	329	327	210	144	66	3,2
23	7,61	204	785	328	125	0,49	589	272	317	172	114	58	5,2

* Valores descartados. Problemas de coleta.

TABELA A.7 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,40 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*), primeira aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,25	132	-	536	255	1,00	17806	17570	236	138	128	10	3,8
0,3	6,34	139	-	775	277	1,09	1016	588	428	383	289	94	6,5
5	5,90	136	-	702	252	0,99	755	389	366	320	248	72	6,2
10	6,30	145	-	462	148	0,58	501	237	264	168	148	20	4,0
15	6,44	139	-	340	120	0,47	405	123	282	72	61	11	3,5
20	6,26	138	-	285	114	0,45	383	135	248	73	59	14	2,9
23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TABELA A.8 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,40 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*), segunda aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,55	130	-	778	340	1,00	639	359	280	188	162	26	5,0
0,3	6,60	154	-	895	425	1,25	807	476	331	276	212	64	507*
5	6,55	154	-	792	343	1,01	610	343	267	178	140	38	5,4
10	6,66	160	-	568	308	0,91	799	458	341	118	102	16	5,1
15	7,23	173	-	429	199	0,59	454	199	255	82	70	12	5,8
20	7,40	177	-	349	156	0,46	469	221	248	70	56	14	5,3
23	7,56	179	-	246	122	0,36	-	-	-	34	26	8	4,6

TABELA A.9 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,65 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,53	118	-	506	178	1,00	578	299	279	166	140	26	6,0
0,3	6,88	131	-	728	230	1,29	761	442	319	300	232	68	6,7
5	6,89	125	-	407	116	0,65	494	253	241	103	79	24	5,9
10	7,11	131	-	254	76	0,43	414	173	241	31	25	6	5,4
15	7,11	145	-	257	70	0,39	363	159	204	27	24	3	5,5
20	7,07	138	-	222	50	0,28	390	155	235	51	37	14	5,3
23	6,97	145	-	227	44	0,25	372	131	241	25	20	5	4,9

TABELA A.10 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,75 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,73	155	-	661	230	1,00	498	218	280	114	99	15	12,0
0,3	6,75	123	-	821	282	1,23	693	316	377	360	234	126	10,9
5	6,36	149	-	526	430	1,87	874	451	423	512	356	156	7,6
10	6,88	126	-	524	288	1,25	407	162	245	116	100	16	12,6
15	6,44	119	-	419	202	0,88	1017	864	153	66	64	2	9,9
20	6,44	120	-	355	206	0,90	769	490	279	59	50	9	9,7
23	6,36	130	-	351	154	0,67	628	409	219	42	34	8	8,3

TABELA A.11 – Dados referentes à taxa de aplicação de 1,00 m³/h.m, para a rampa I (*Brachiaria humidicola*).

Distância (m)	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,73	140	780	658	373	1,00	688	383	305	254	218	36	7,7
0,3	6,89	146	765	885	378	1,01	919	515	404	293	215	77	9,1
5	6,98	144	196	685	432	1,16	706	392	314	292	236	56	8,7
10	6,98	144	198	487	330	0,88	608	307	301	210	178	32	7,4
15	7,13	154	804	475	270	0,72	675	341	334	232	172	60	8,0
20	7,29	156	797	467	248	0,66	638	300	338	188	130	58	7,5
23	7,10	147	780	288	124	0,33	417	178	239	52	51	1	6,6

TABELA A.12 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,20 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,73	140	780	658	373	1,00	688	383	305	254	218	36	7,7
0,3	6,89	156	836	821	323	0,87	760	430	330	298	242	56	9,7
5	7,23	154	755	384	267	0,72	501	219	282	99	79	20	7,9
10	7,25	155	752	336	165	0,44	637	311	326	224	160	64	8,9
15	6,9	124	728	354	82	0,22	592	289	303	220	168	52	8,6
20	7,27	124	713	309	35	0,09	690	235	455	364	140	224	8,6
23	7,23	105	683	155	23	0,06	389	209	280	34	18	17	5,9

TABELA A.15 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*), primeira aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,85	158	758	825	257	1,00	663	360	303	182	144	38	4,3
0,3	6,93	145	771	1549	417	1,62	1173	723	450	483	330	153	8,7
5	7,07	217	790	2427	407	1,58	2785	1765	1020	1987	1307	680	12,9
10	7,16	217	800	2322	273	1,06	2022	1258	764	1360	890	470	10,3
15	7,2	197	813	1476	215	0,84	1540	924	616	1087	760	327	11,1
20	7,20	210	788	1101	105	0,41	1.614	715	899	1044	480	564	10,4
23	7,57	197	788	462	79	0,31	610	178	432	177	96	81	4,4

TABELA A.16 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*), segunda aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,88	109	610	226	42	1,0	321	91	230	82	64	18	4,4
0,3	6,98	120	690	441	127	3,0	444	170	274	88	58	30	6,6
5	6,95	124	696	288	50	1,2	332	88	244	9	7	1	6,0
10	7,06	136	655	266	63	1,5	603	288	315	18	10	8	6,2
15	7	127	604	183	42	1,0	396	125	271	157*	95*	62*	5,3
20	7,36	101	606	209	39	0,9	373	110	263	9	4	5	4,9
23	6,63	67	621	162	39	0,9	286	46	240	11	9	2	4,8

TABELA A.17 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,35 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,70	154	-	712	242	1,00	626	343	283	156	136	20	605*
0,3	6,60	149	-	778	385	1,59	666	346	320	236	196	40	5,1
5	6,94	159	-	455	228	0,94	507	291	291	121	113	17	5,9
10	7,90	162	-	279	151	0,62	367	108	259	37	37	0	3,4
15	7,1	149	-	252	123	0,51	376	126	250	51	41	10	3,6
20	7,14	160	-	241	99	0,41	372	121	251	84	62	22	2,8
23	7,29	142	-	169	80	0,33	372	106	266	52	41	11	4,9

TABELA A.18 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,40 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	7,01	119	679	434	132	1,00	413	124	289	100	79	21	6,3
0,3	6,97	116	638	333	54	0,41	592	285	307	182	130	52	6,3
5	6,98	126	661	259	40	0,30	445	174	271	181	131	51	6,3
10	7,33	124	660	233	33	0,25	370	117	253	74	63	11	6,2
15	7,35	127	662	224	30	0,23	376	111	265	155	112	43	6,4
20	7,34	124	657	232	28	0,21	360	114	246	27	18	9	6,0
23	7,5	109	616	165	-	-	287	58	229	58	34	24	5,5

TABELA A.19 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,45 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,53	118	-	506	178	1,00	578	299	279	166	140	26	6,0
0,3	6,74	138	-	808	237	1,33	10425	10265	160	342	280	62	8,1
5	6,89	131	-	368	106	0,60	4911	4650	261	112	84	28	6,4
10	7,08	145	-	278	70	0,39	25475	25093	382	110	68	42	6,2
15	7,1	131	-	244	81	0,46	66770	66537	233	104	55	49	6,0
20	7,08	131	-	242	93	0,52	410	134	276	105	57	48	6,5
23	6,88	138	-	174	95	0,53	330	123	207	31	25	6	6,0

TABELA A.20 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,50 m³/h.m, para a rampa II (*Brachiaria humidicola*).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,55	130	-	778	340	1,00	639	359	280	188	162	26	5,0
0,3	6,77	138	-	1045	452	1,33	982	622	360	428	340	88	5,9
5	7,06	150	-	689	325	0,96	595	331	264	184	154	30	4,6
10	6,83	157	-	468	217	0,64	485	229	256	86	72	14	7,4
15	6,8	159	-	346	190	0,56	480	222	258	67	58	9	6,5
20	7,37	166	-	364	187	0,55	420	175	245	62	52	10	6,8
23	7,37	162	-	280	166	0,49	402	151	251	44	35	9	6,1

TABELA A.21 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,20 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85).

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	7,01	119	679	434	132	1,00	413	124	289	100	79	21	6,3
0,3	7,08	120	674	388	133	1,01	406	143	263	259	163	96	6,3
5	7,12	124	672	333	112	0,85	351	100	251	29	24	5	6,5
10	7,23	124	647	228	74	0,56	321	66	255	67	49	18	6,3
15	7,27	107	603	165	49	0,37	326	75	251	222	158	64	5,5
20	7,22	81	535	176	31	0,23	A I	A I	A I	928*	488*	440*	5,1
21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TABELA A.22 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,25 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85), primeira aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,85	158	758	825	257	1,00	663	360	303	182	144	38	4,3
0,3	7,06	177	785	2608	320	1,25	1319	669	650	780	444	336	6,9
5	7,02	210	815	1187	407	1,58	2572	1672	900	2193	4607	587	12,1
10	7,20	204	813	1386	193	0,75	4667	3946	721	1447	1013	433	12,0
15	7,33	210	771	1577	163	0,63	7923	7243	680	1050	675	375	11,2
20	7,42	204	812	2021	313	1,22	71217	70218	999	1847	1093	753	15,3
21	7,52	197	815	504	96	0,37	487	192	295	123	84	39	5,9

TABELA A.25 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85), primeira aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	7,57	171	-	484	252	1,00	407	152	255	108	96	12	7,0
0,3	7,53	184	-	351	268	1,06	368	144	224	72	66	6	9,0
5	7,55	177	-	208	265	1,05	375	167	208	101	87	14	9,9
10	6,93	171	-	147	218	0,87	322	112	210	46	43	3	9,2
15	7,10	184	-	114	114	0,45	348	122	226	48	42	6	9,1
20	7,40	184	-	90	143	0,57	338	119	219	64	53	11	9
21	7,28	184	-	97	171	0,68	286	91	195	60	52	8	4,3

TABELA A.26 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,30 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85), segunda aplicação.

Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,73	140	780	658	373	1,00	688	383	305	254	218	36	7,7
0,3	6,88	143	797	735	207	0,55	696	376	320	332	284	48	8,2
5	7,06	151	785	552	148	0,40	613	216	397	214	172	42	9,1
10	7,30	157	793	329	92	0,25	451	191	260	95	79	16	8,6
15	7,24	156	764	247	51	0,14	407	152	255	59	51	8	8,5
20	7,14	143	761	214	46	0,12	431	143	288	64	53	11	8
21	7,26	144	761	222	46	0,12	391	143	248	26	19	6	7,1

TABELA A.27 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,35 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85).

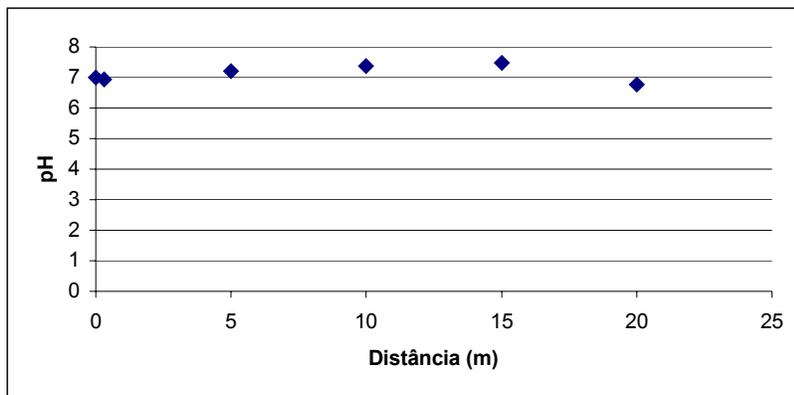
Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,70	154	-	712	242	1,00	626	343	283	156	136	20	605,0
0,3	6,91	180	-	1791	572	2,36	1481	905	576	744	540	204	8,7
5	7,26	154	-	1450	402	1,66	2180	1512	668	1080	824	256	9,2
10	7,08	164	-	778	242	1,00	862	498	364	338	258	80	4,4
15	7,21	154	-	494	167	0,69	565	560	305	212	162	50	4,9
20	7,23	155	-	780	132	0,55	938	531	407	464	340	124	7,5
21	7,25	160	-	101	246*	1,02	375	102	273	102	74	28	5,4

TABELA A.28 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,50 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85).

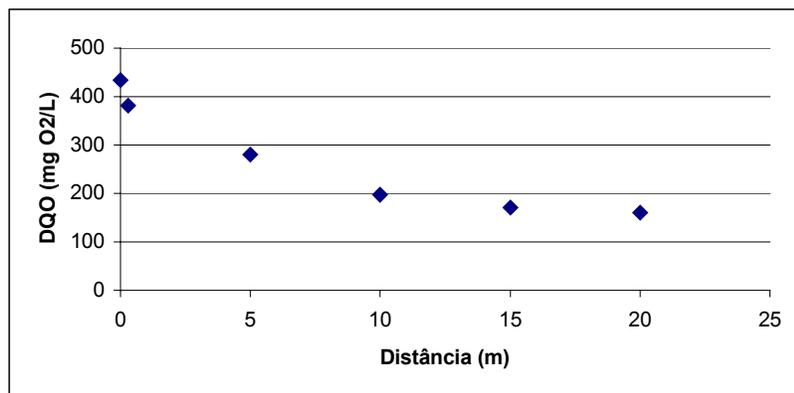
Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Condutividade (μS/cm)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,55	130	-	778	340	1,00	639	359	280	188	162	26	5,0
0,3	6,75	145	-	1111	480	1,41	1036	633	403	420	340	80	9,1
5	6,87	146	-	771	385	1,13	677	386	291	210	170	40	8,1
10	7,11	155	-	573	172	0,51	539	282	257	138	114	24	7,7
15	7,29	157	-	378	223	0,66	492	227	265	73	64	9	6,9
20	7,23	157	-	555	221	0,65	462	200	262	72	62	10	5,6
21	7,28	157	-	496	218	0,64	449	194	255	60	54	6	5,2

TABELA A.31 – Dados referentes à taxa de aplicação de 0,70 m³/h.m, para a rampa III (Tifton 85).

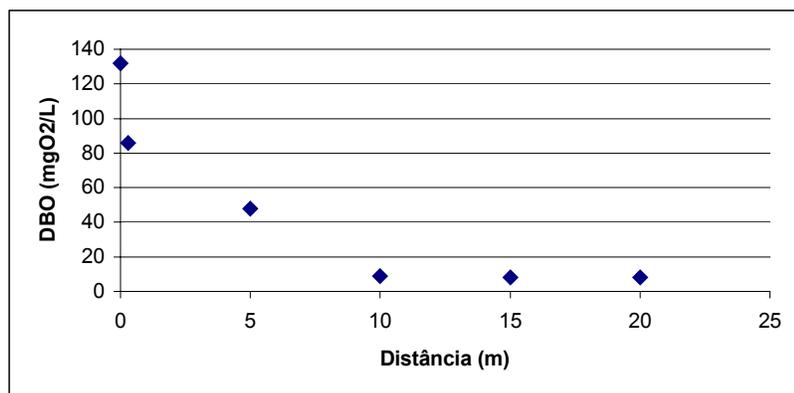
Amostra	pH	Alcalinidade (mg CaCO₃/L)	Condutividade (µS/cm)	DQO (mg O₂/L)	DBO (mgO₂/L)	DBO rem. C/Co	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	Fosf. Tot. (mg/L)
0	6,73	155	-	661	230	1,00	498	218	280	114	99	15	12,0
0,3	6,35	120	-	833	440	1,91	614	279	335	286	216	70	8,8
5	6,26	141	-	621	347	1,51	465	190	275	146	124	22	8,0
10	6,89	131	-	457	367	1,60	427	138	289	72	58	14	11,5
15	6,69	128	-	348	231	1,00	367	133	234	88	84	4	11,1
20	6,70	132	-	400	223	0,97	374	135	239	94	74	20	11,2
21	6,66	127	-	315	224	0,97	376	65	311	58	52	6	11,2



(a)

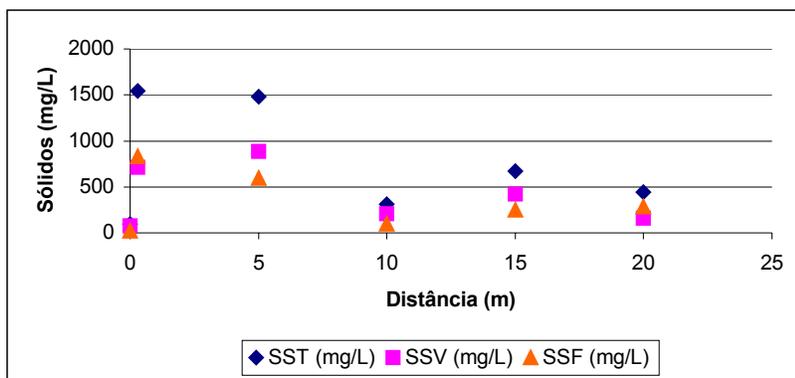


(b)

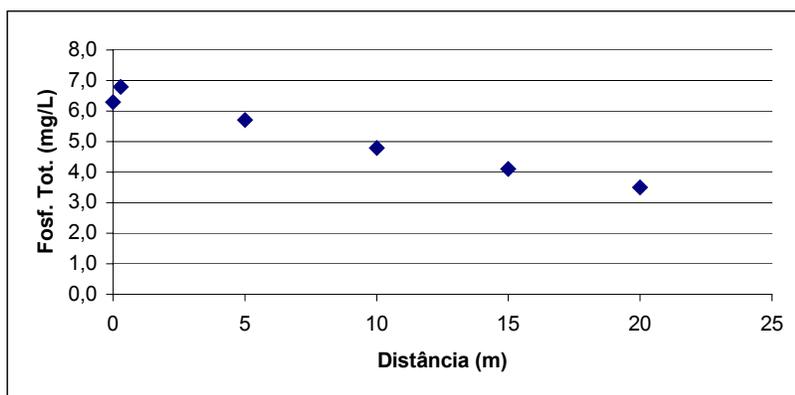


(c)

FIGURA A.1 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,20 m³/h.m, primeira aplicação (contínua).

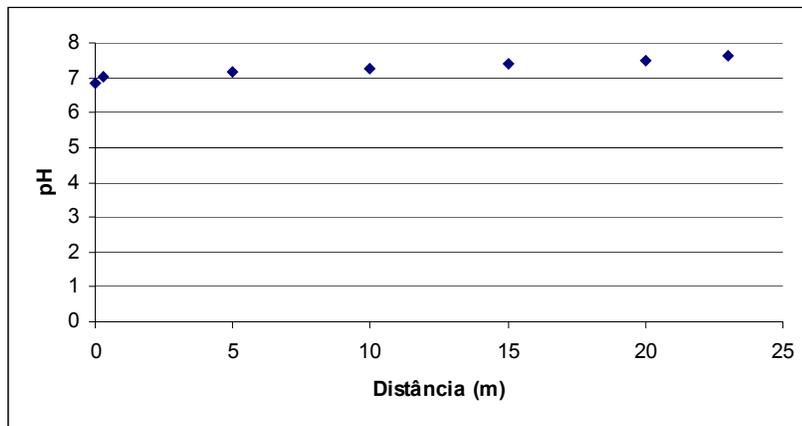


(d)

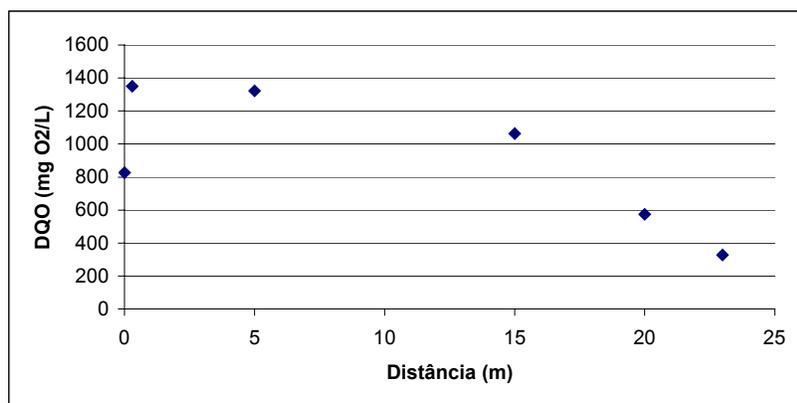


(e)

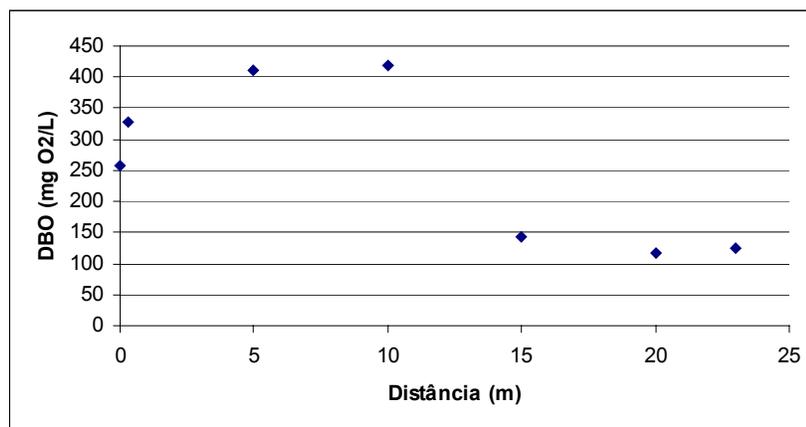
FIGURA A.1 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

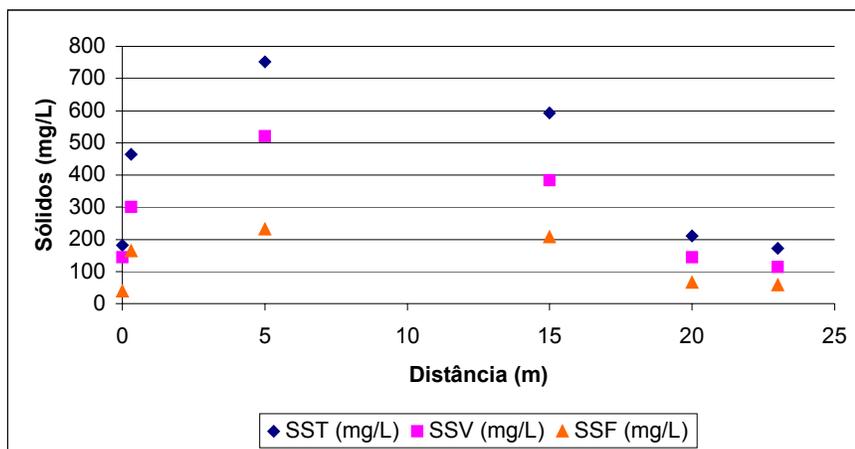


(b)

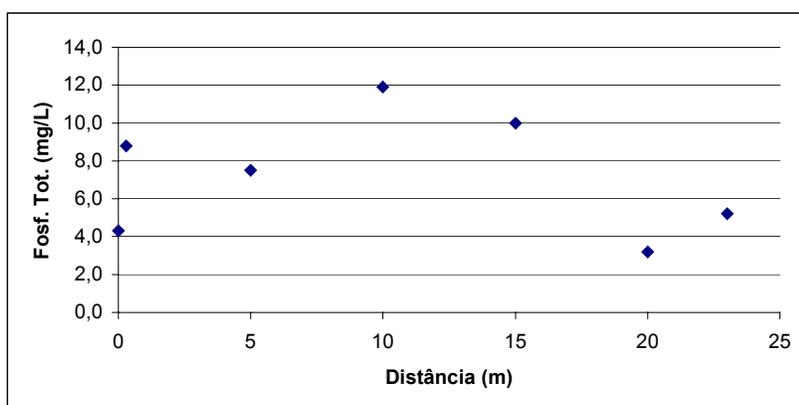


(c)

FIGURA A.2 – Variação do pH (a), DQO (b), DBO (c), Sólidos Suspensos (d) e Fósforo Total (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (continua).

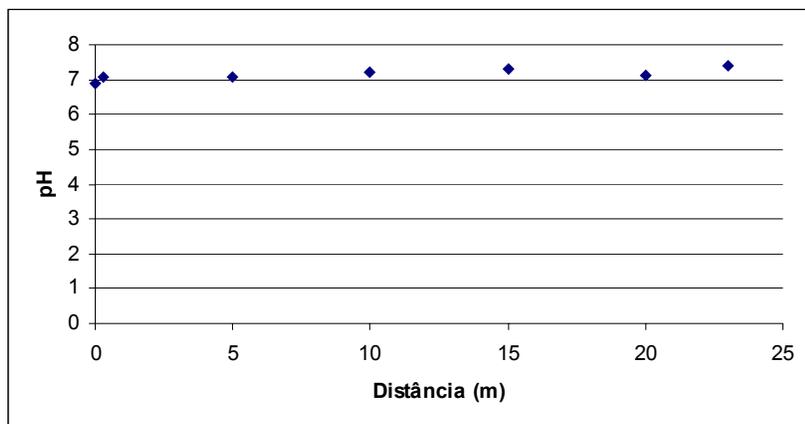


(d)

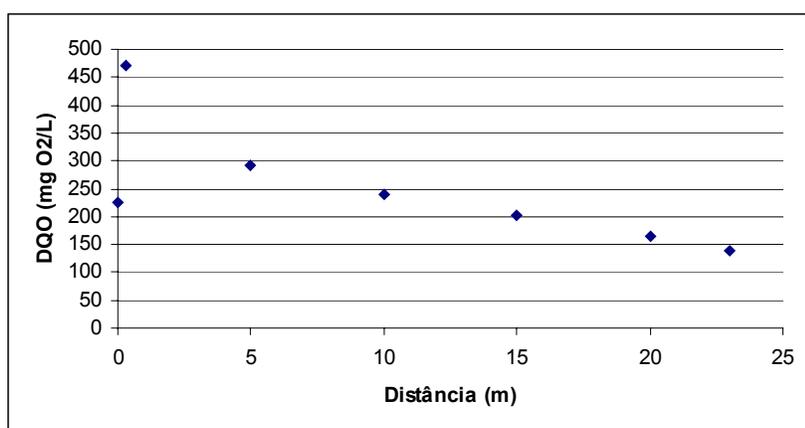


(e)

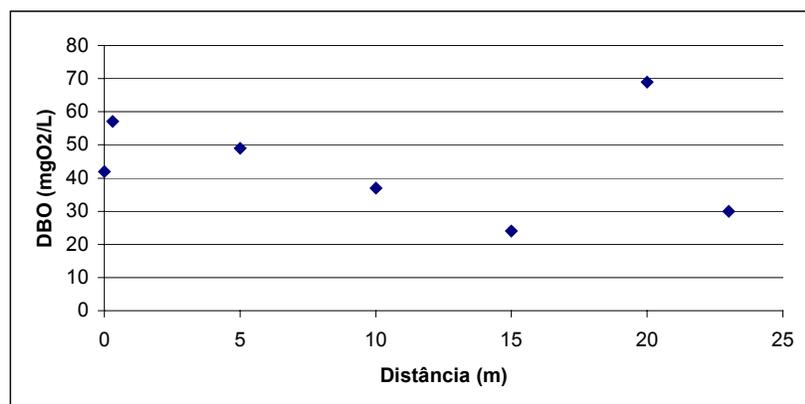
FIGURA A.2 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

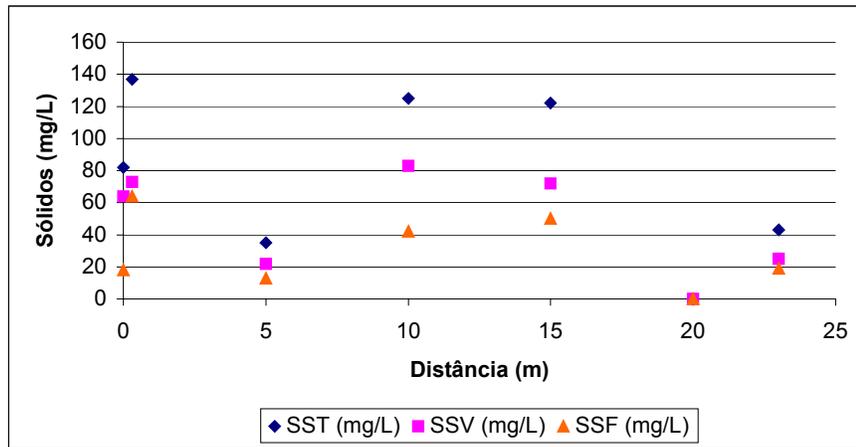


(b)

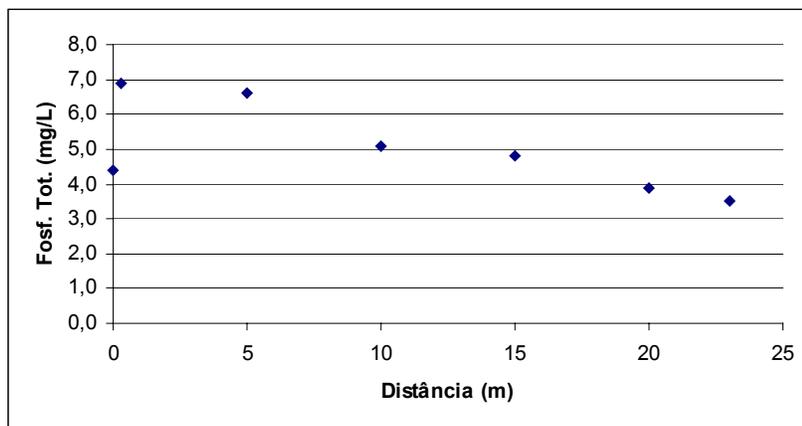


(c)

FIGURA A.3 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, segunda aplicação (continua).

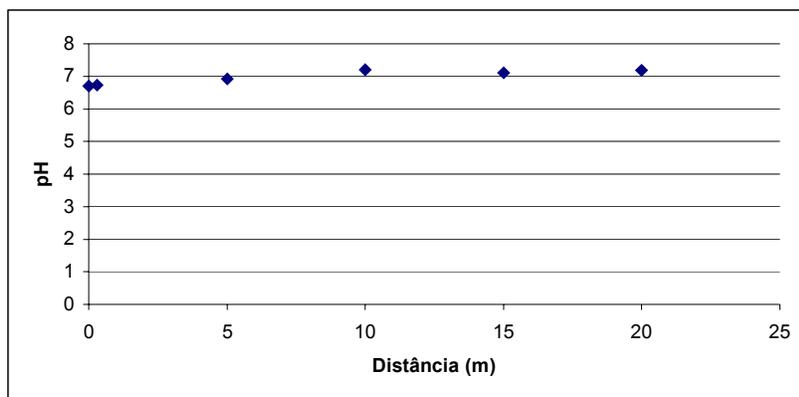


(d)

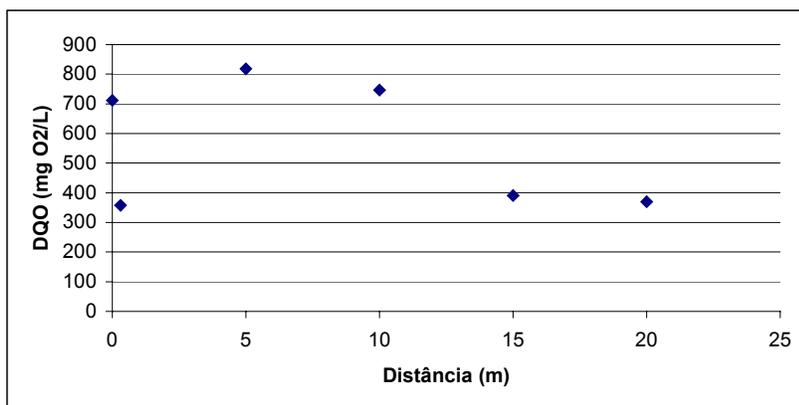


(e)

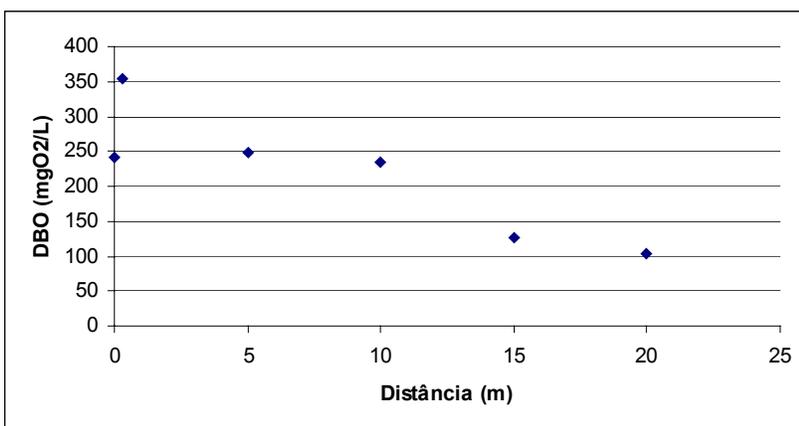
FIGURA A.3 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

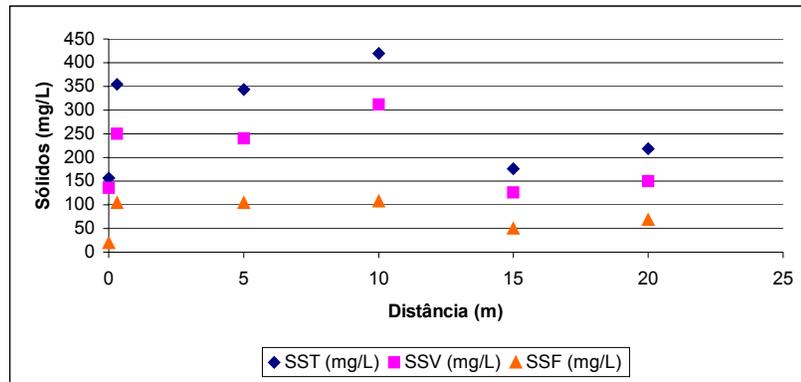


(b)

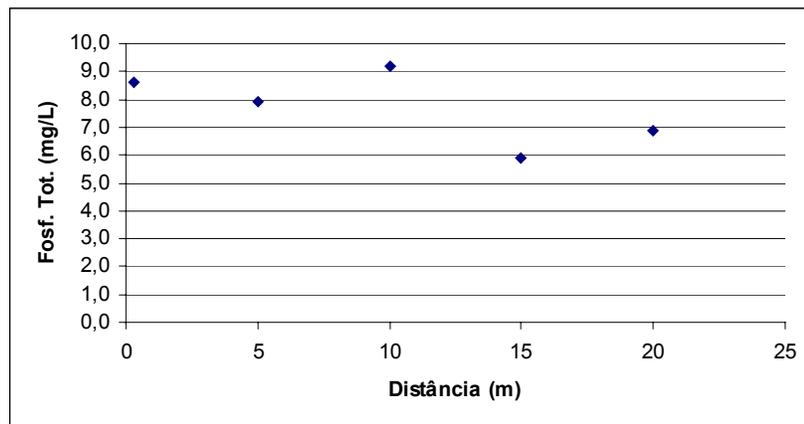


(c)

FIGURA A.4 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, primeira aplicação (continua).

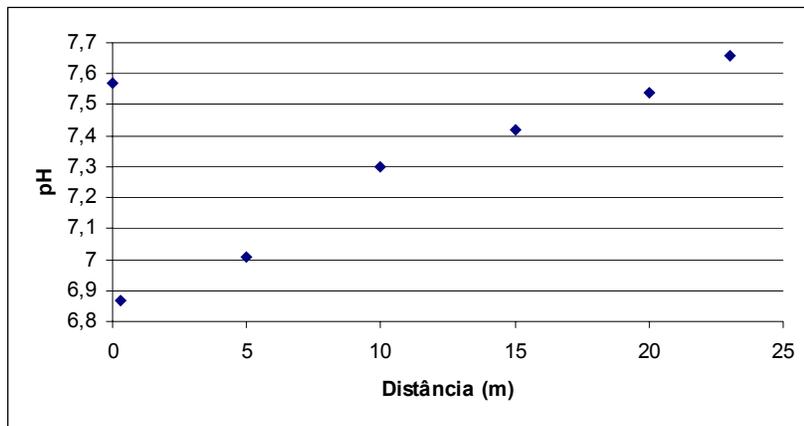


(d)

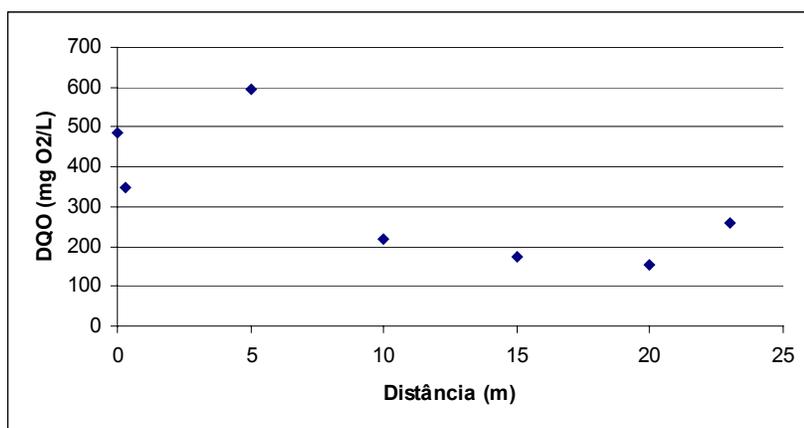


(e)

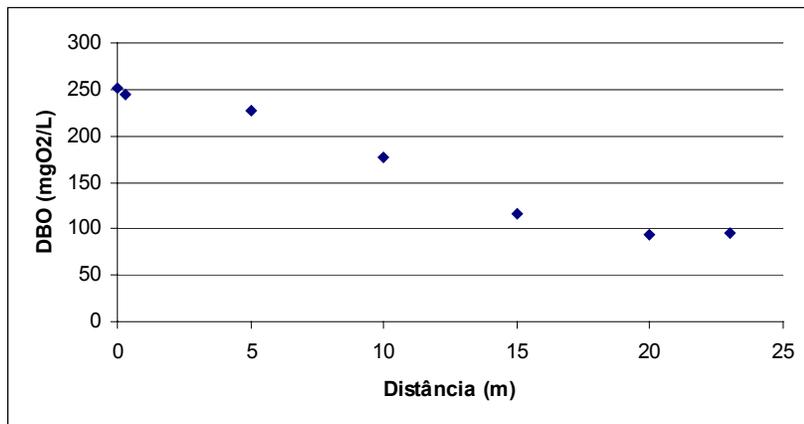
FIGURA A.4 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

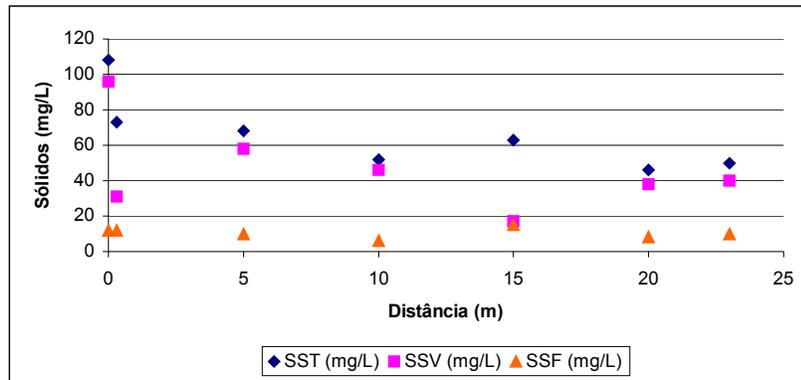


(b)

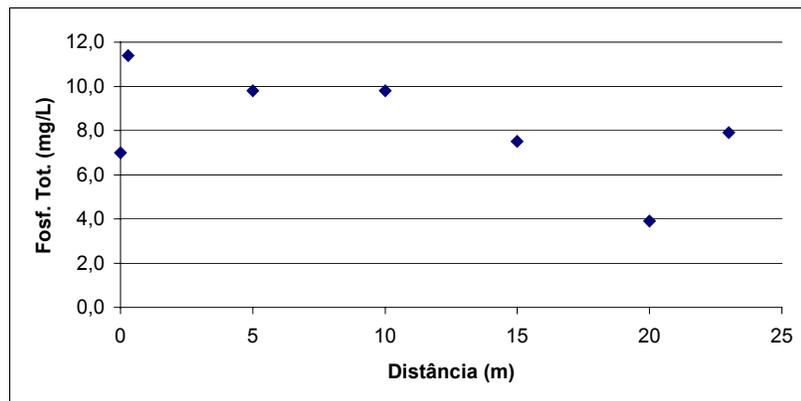


(c)

FIGURA A.5 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, segunda aplicação (continua).

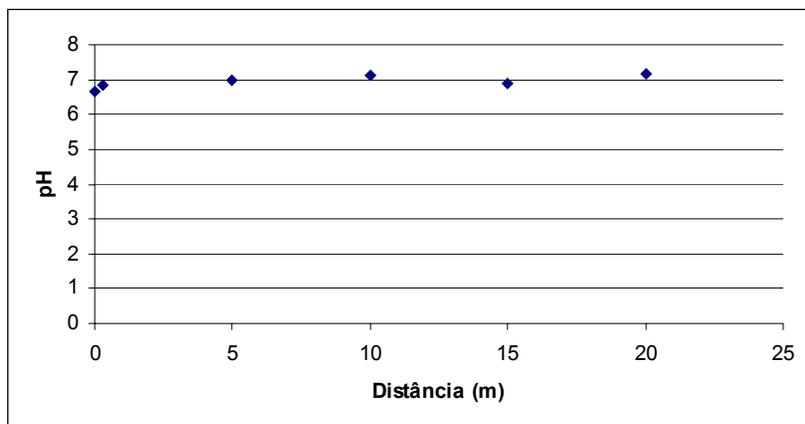


(d)

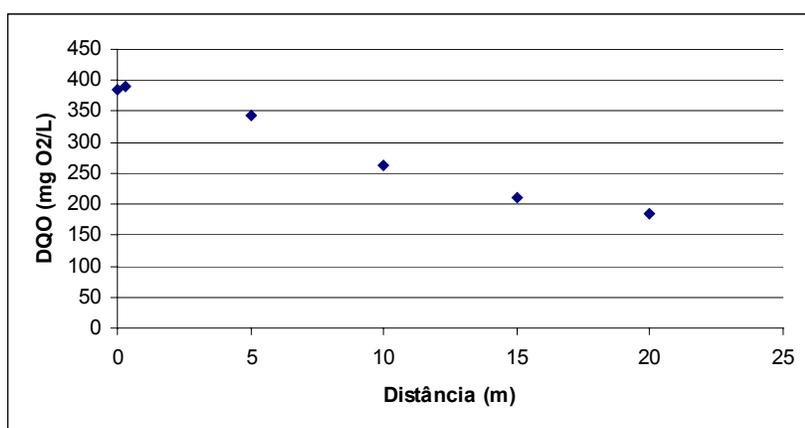


(e)

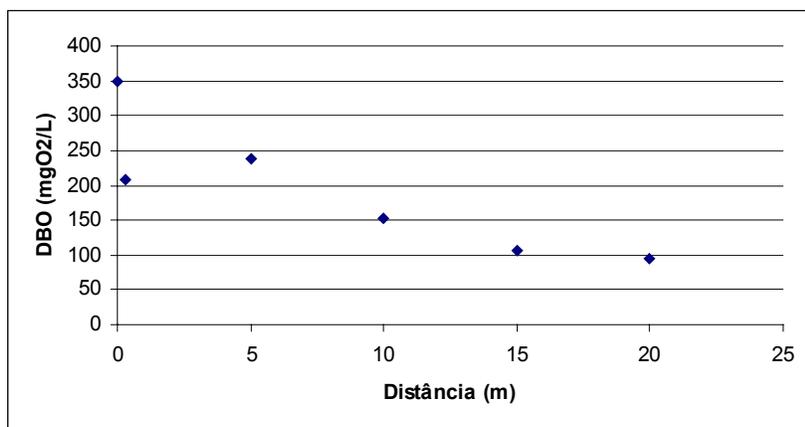
FIGURA A.5 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

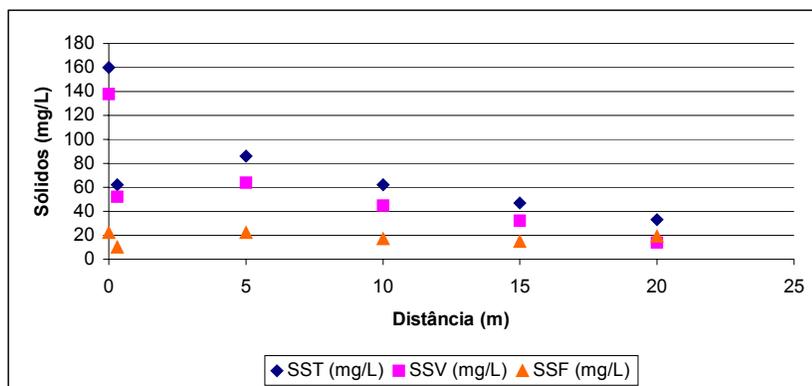


(b)

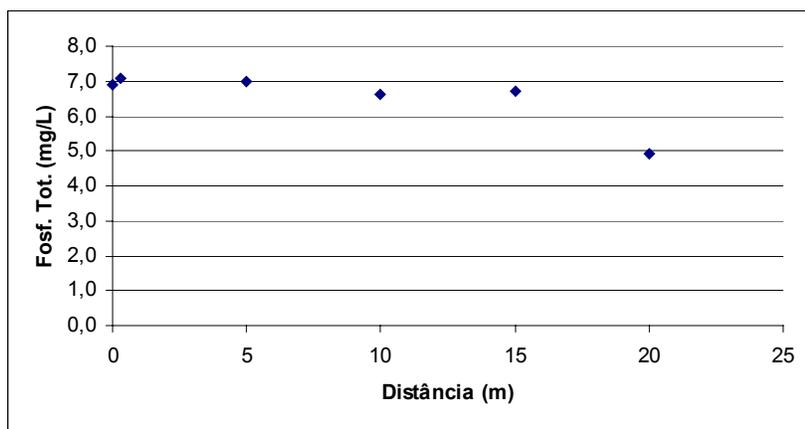


(c)

FIGURA A.6 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,35 m³/h.m (continua).

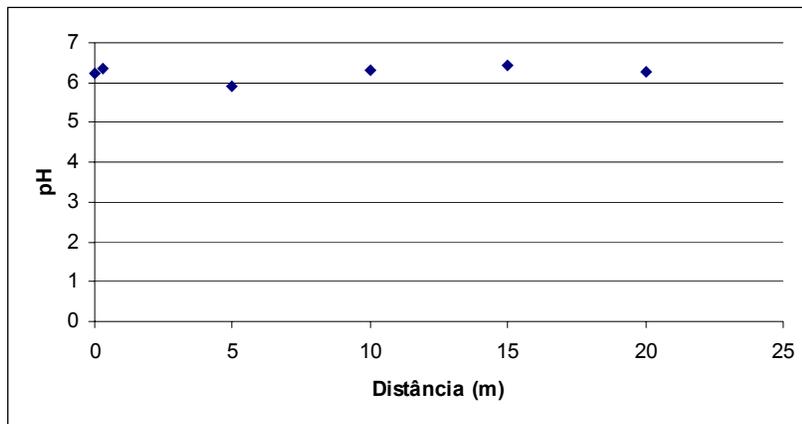


(d)

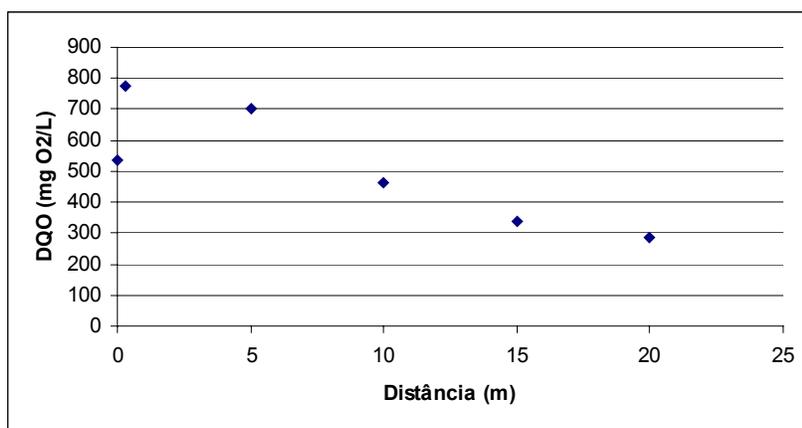


(e)

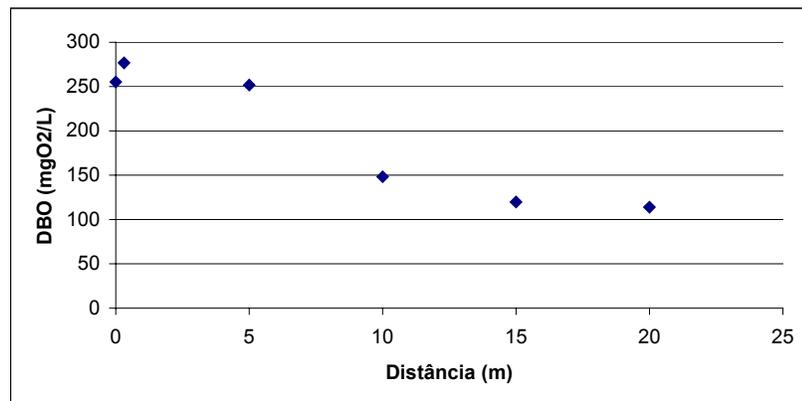
FIGURA A.6 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,35 m³/h.m (conclusão).



(a)

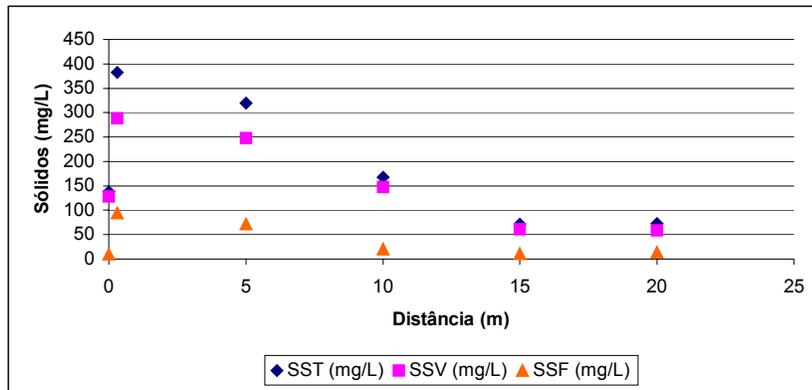


(b)

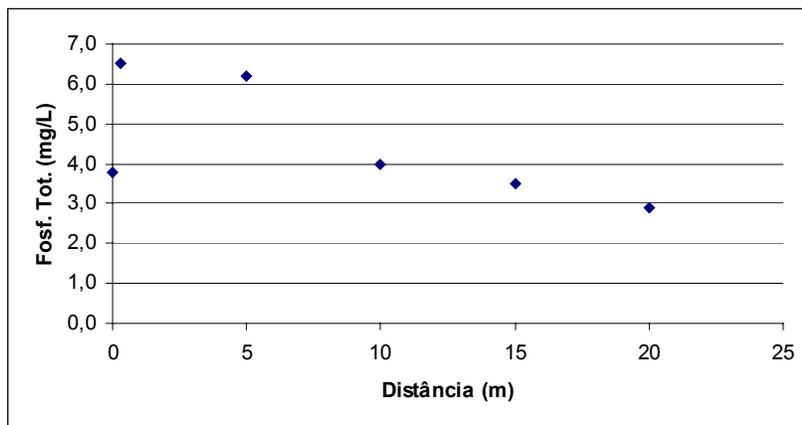


(c)

FIGURA A.7 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,40 m³/h.m, primeira aplicação (continua).

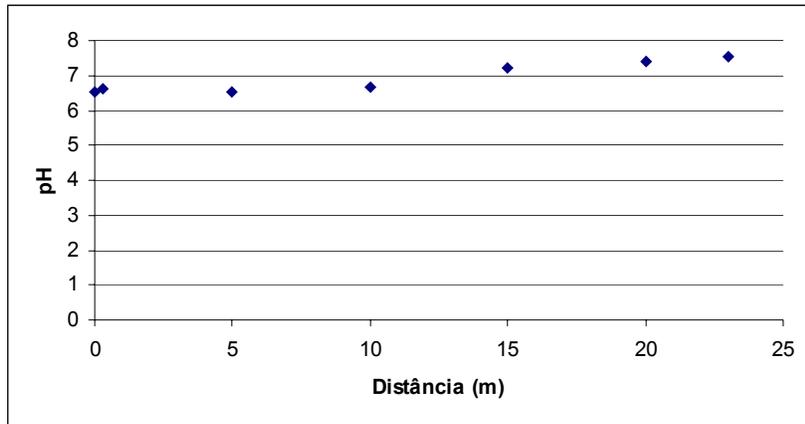


(d)

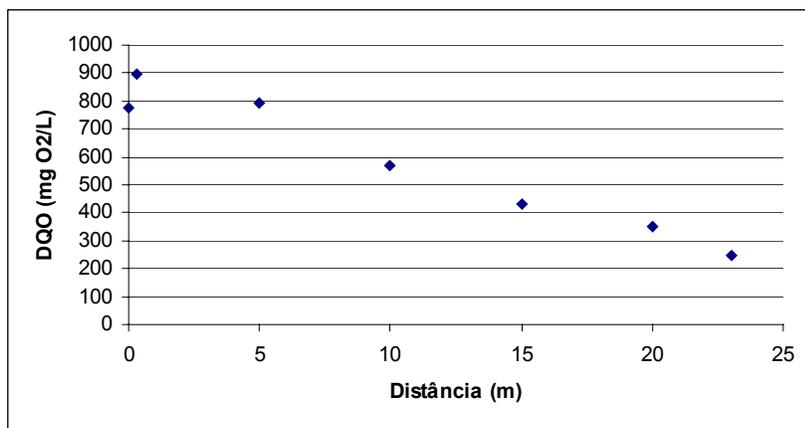


(e)

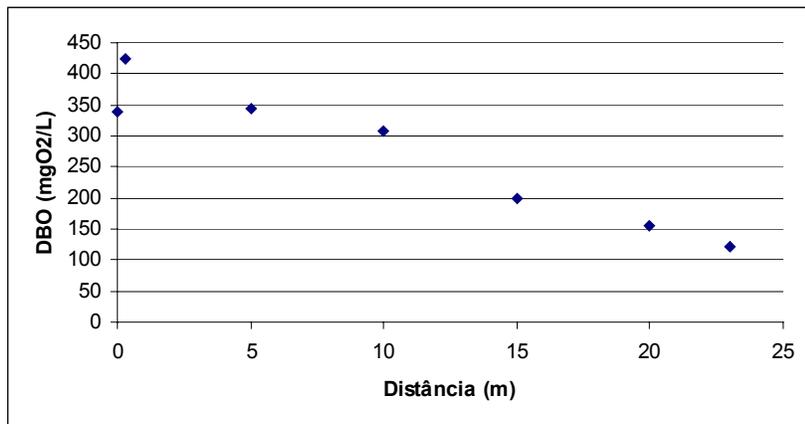
FIGURA A.7 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,40 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

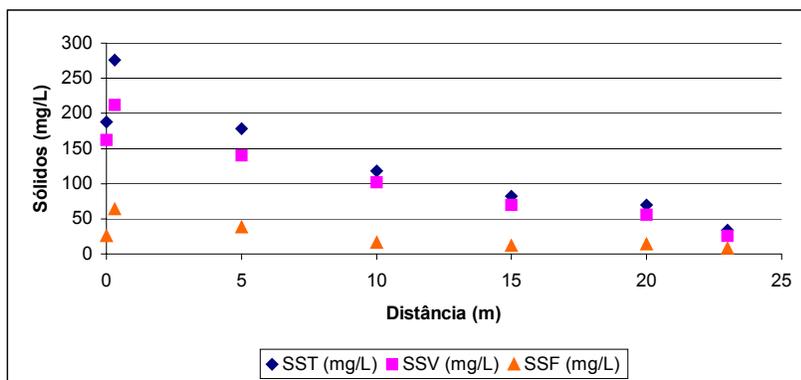


(b)

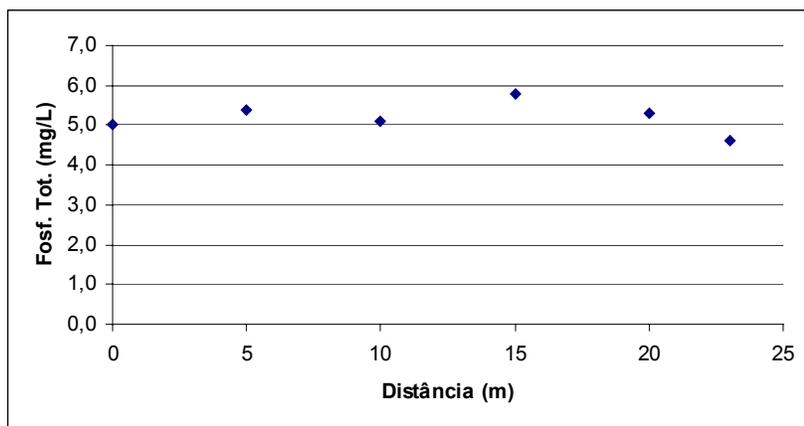


(c)

FIGURA A.8 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,40 m³/h.m, segunda aplicação (continua).

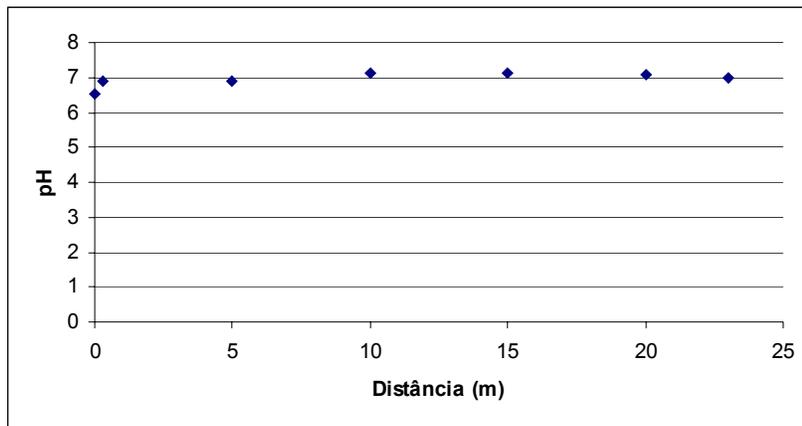


(d)

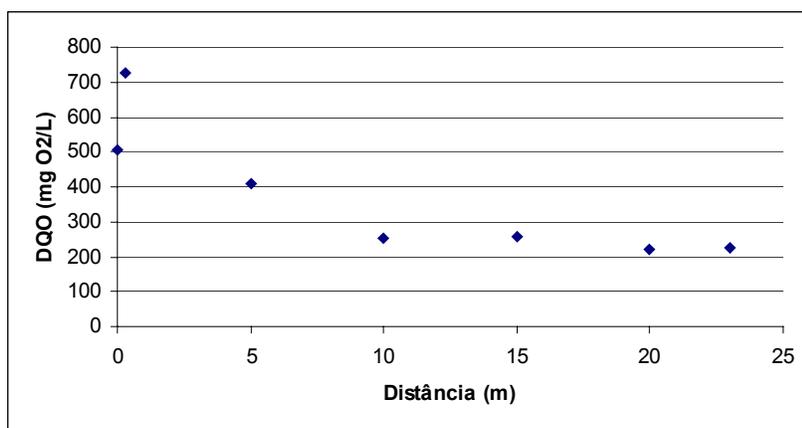


(e)

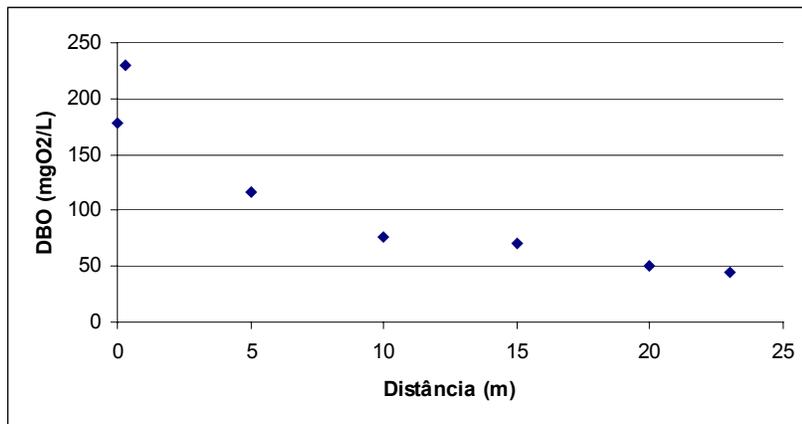
FIGURA A.8 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,40 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

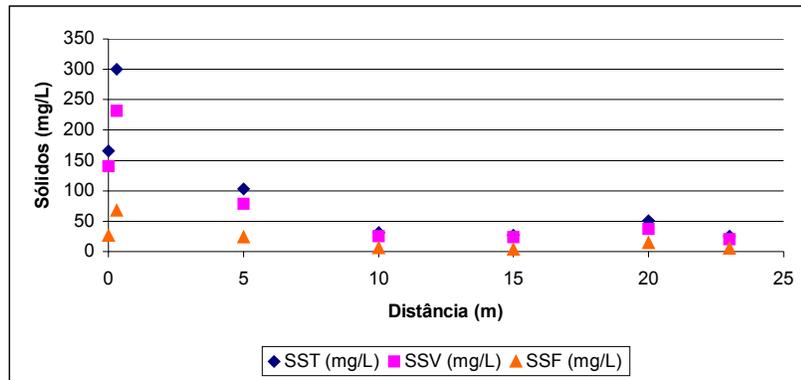


(b)

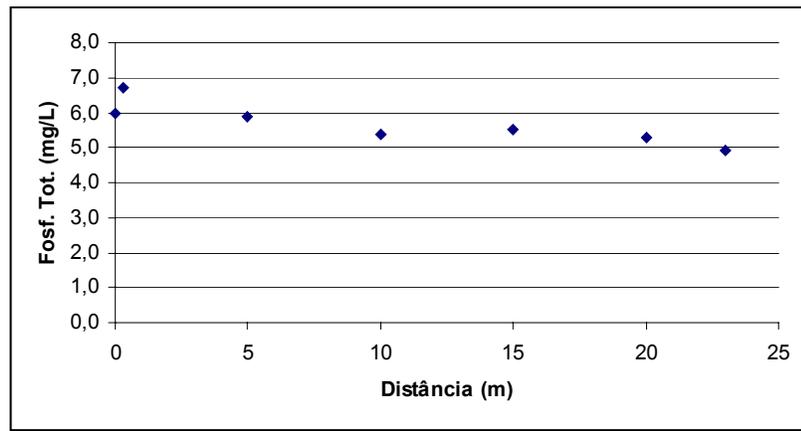


(c)

FIGURA A.9 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,65 m³/h.m (continua).

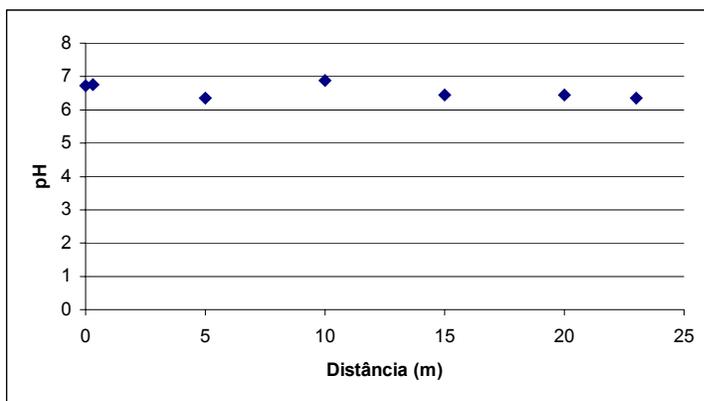


(d)

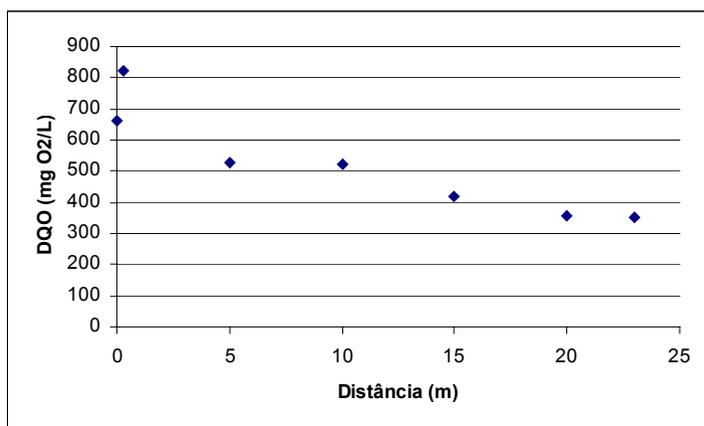


(e)

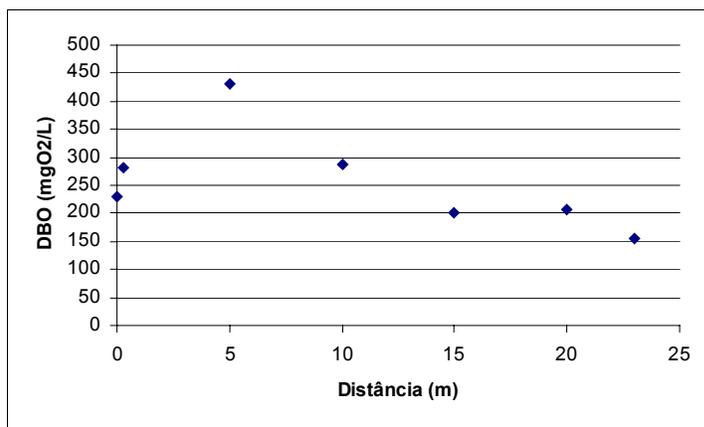
FIGURA A.9 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,65 m³/h.m (conclusão).



(a)

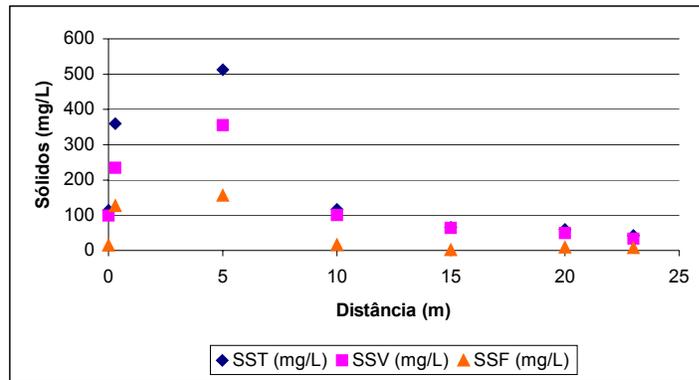


(b)

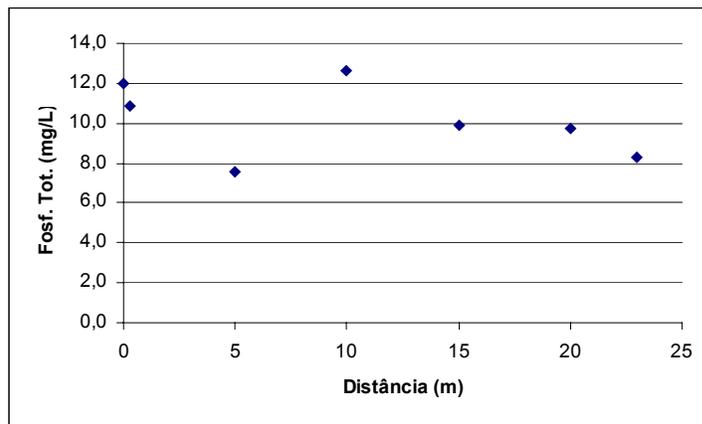


(c)

FIGURA A.10 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,75 m³/h.m (contínua).

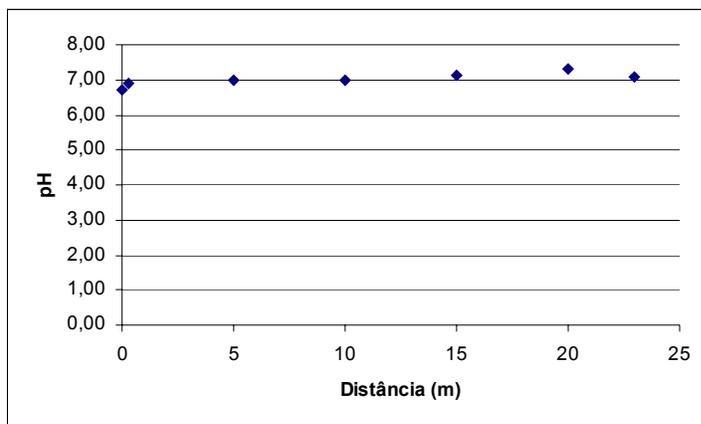


(d)

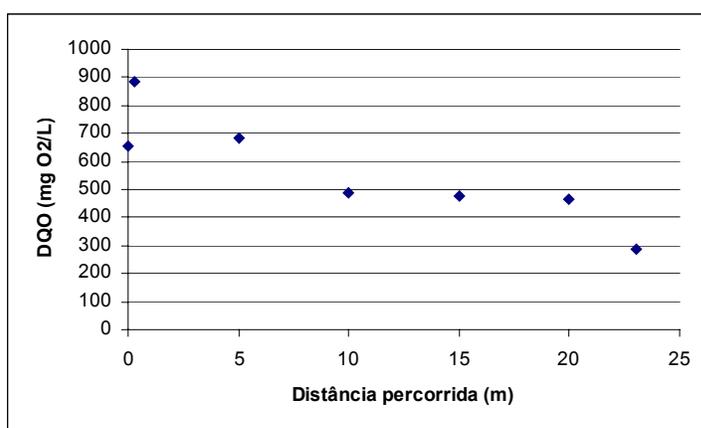


(e)

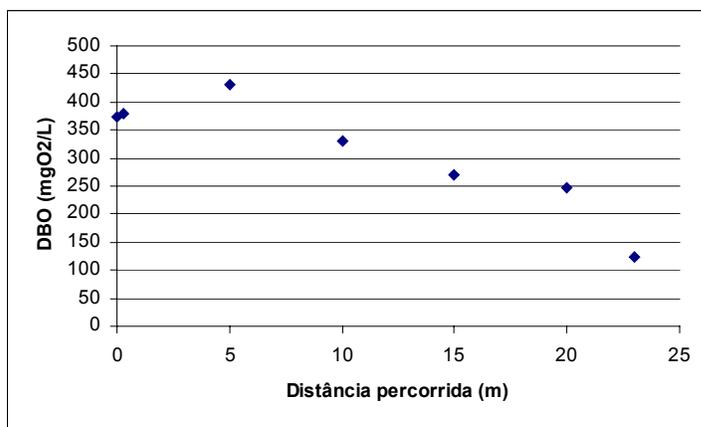
FIGURA A.10 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 0,75 m³/h.m (conclusão).



(a)

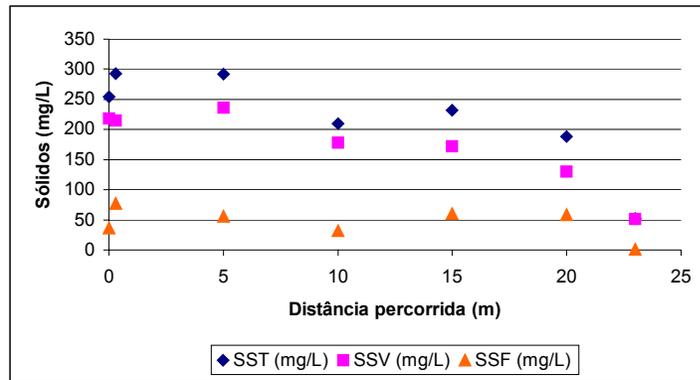


(b)

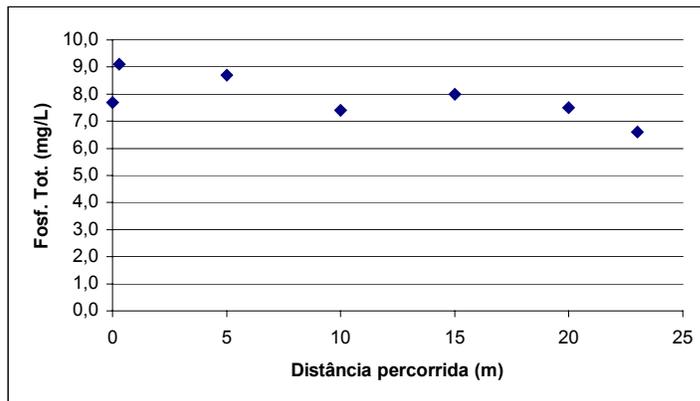


(c)

FIGURA A.11 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 1,00 m³/h.m (continua).

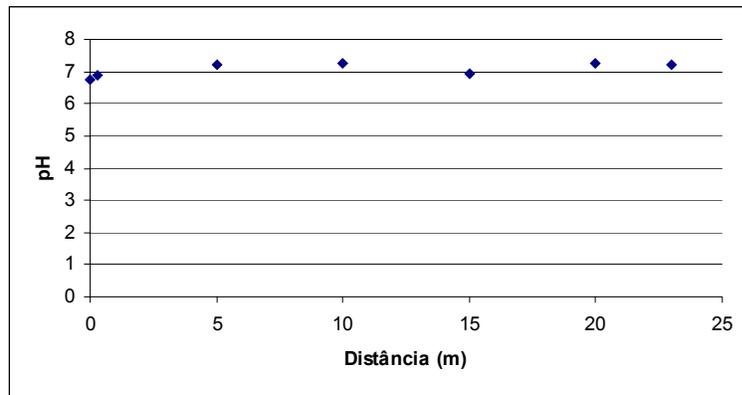


(d)

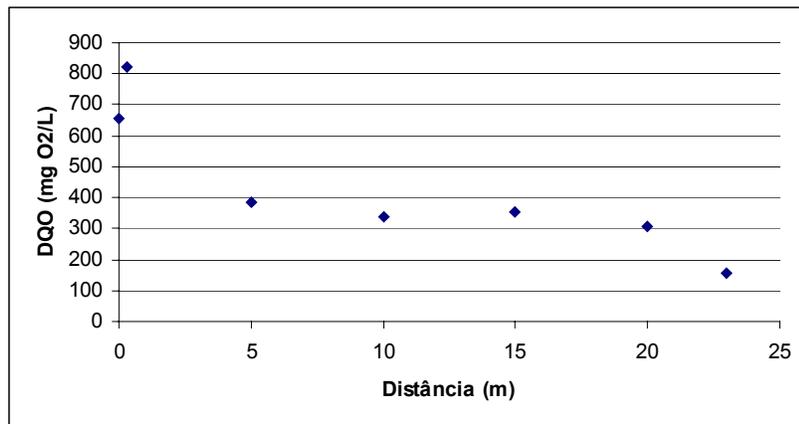


(e)

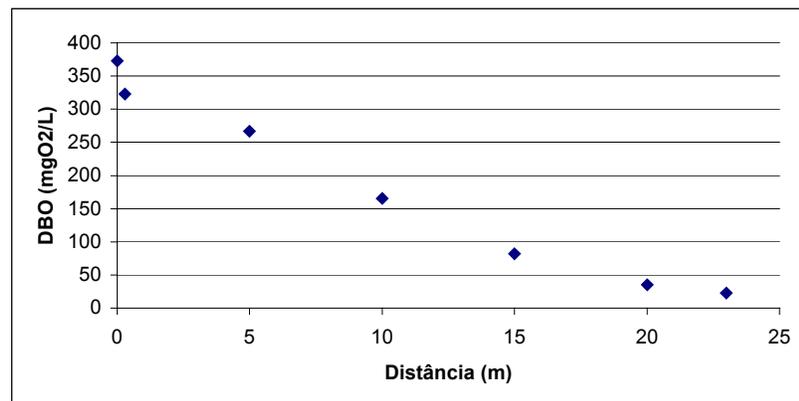
FIGURA A.11 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa I, taxa de aplicação 1,00 m³/h.m (conclusão).



(a)

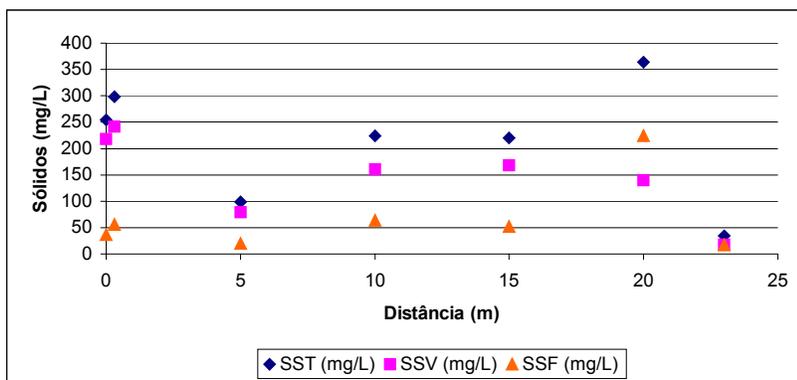


(b)

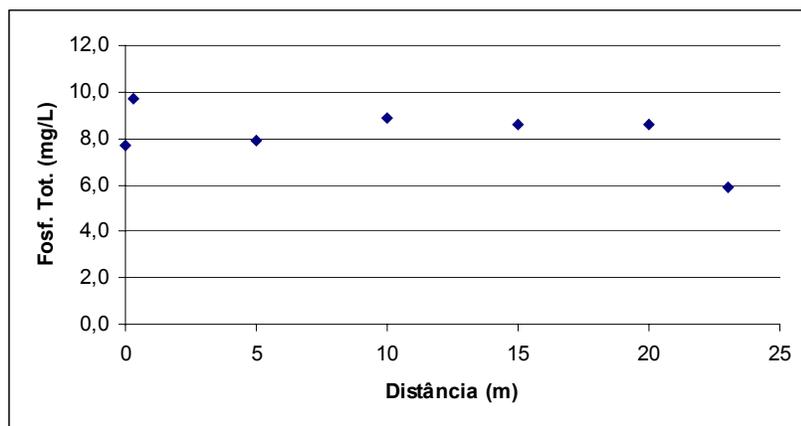


(c)

FIGURA A.12 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,20 m³/h.m (contínua).

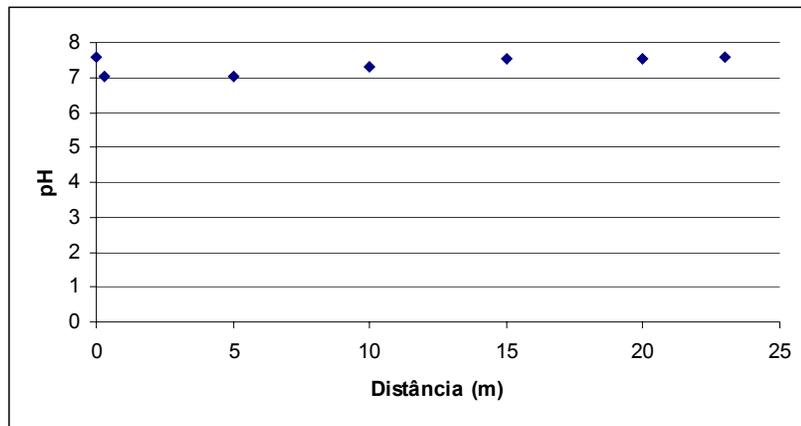


(d)

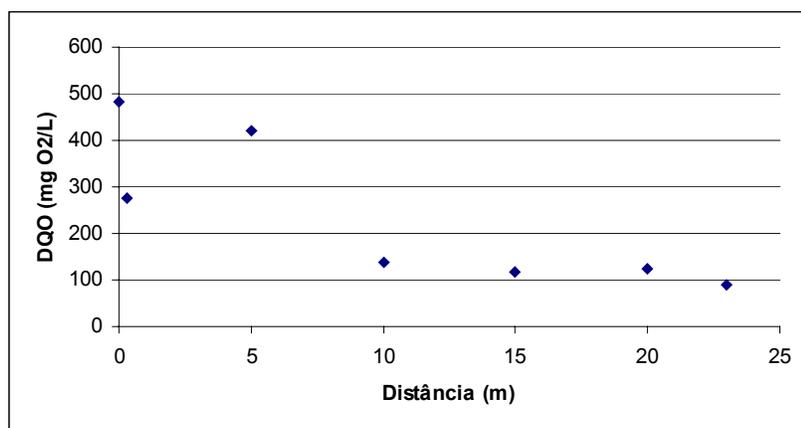


(e)

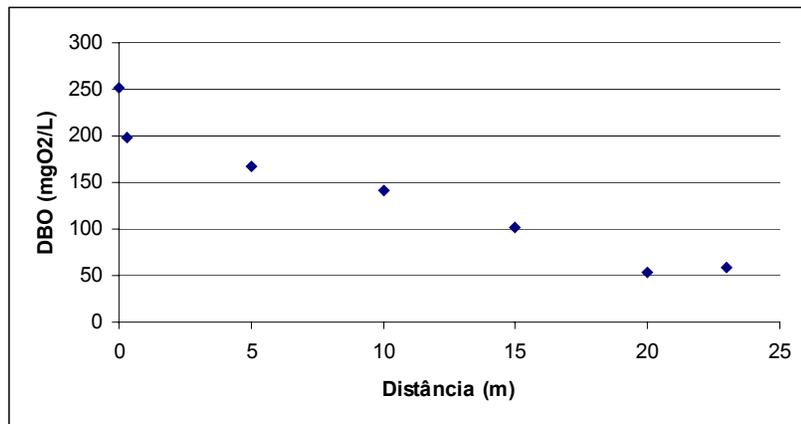
FIGURA A.12 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,20 m³/h.m (conclusão).



(a)

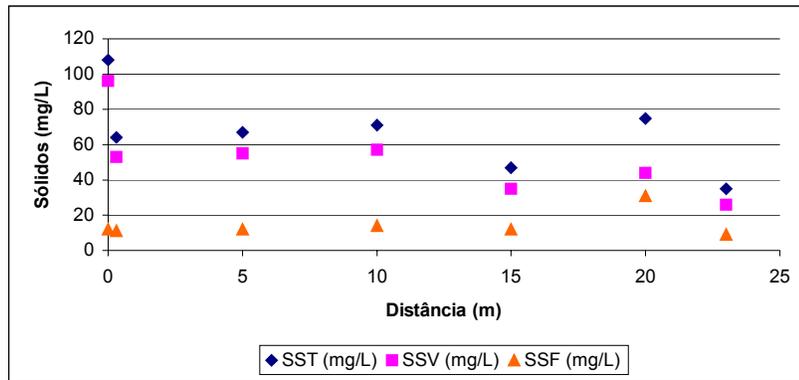


(b)

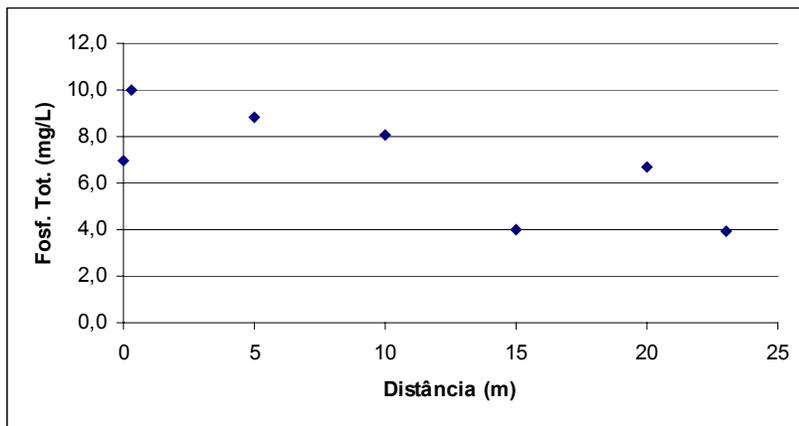


(c)

FIGURA A.13 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (continua).

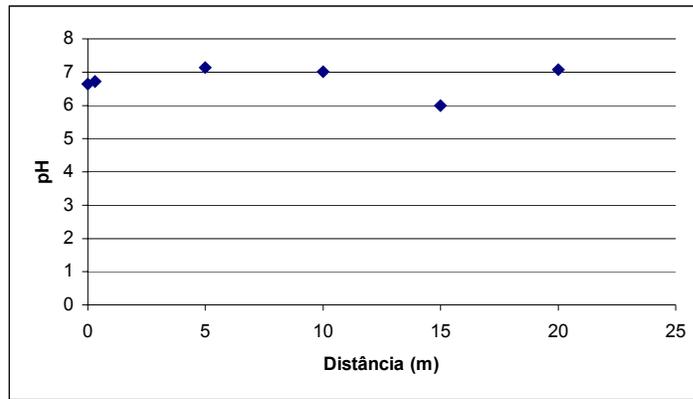


(d)

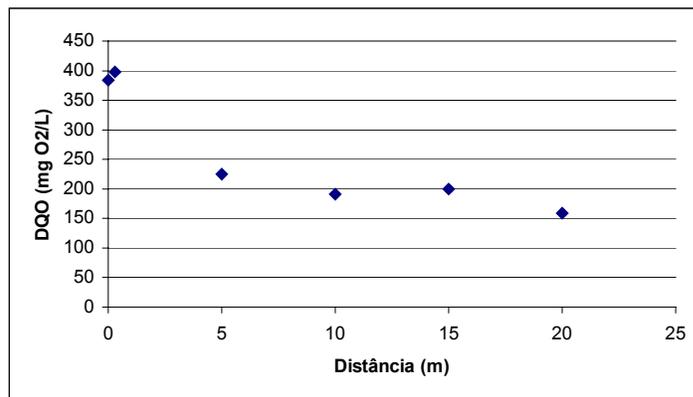


(e)

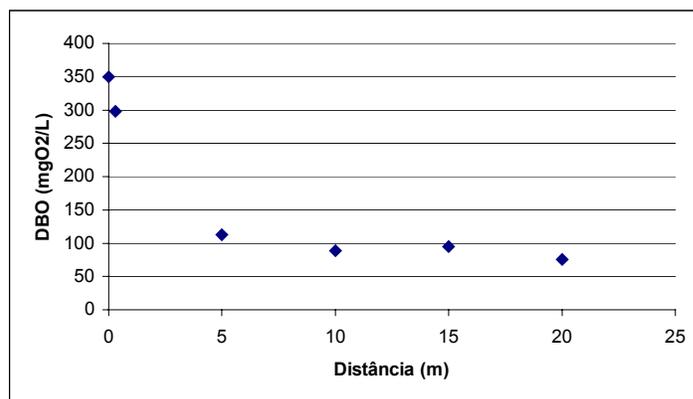
FIGURA A.13 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

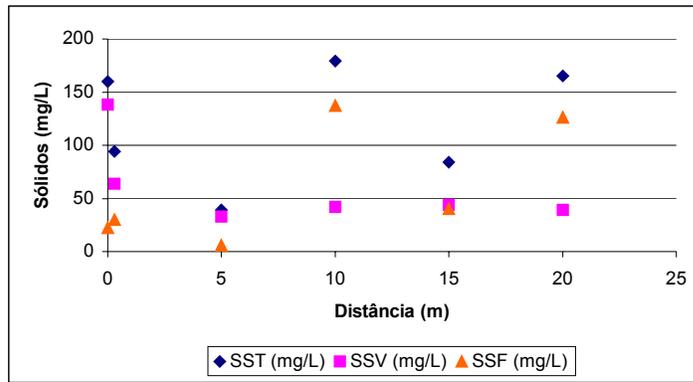


(b)

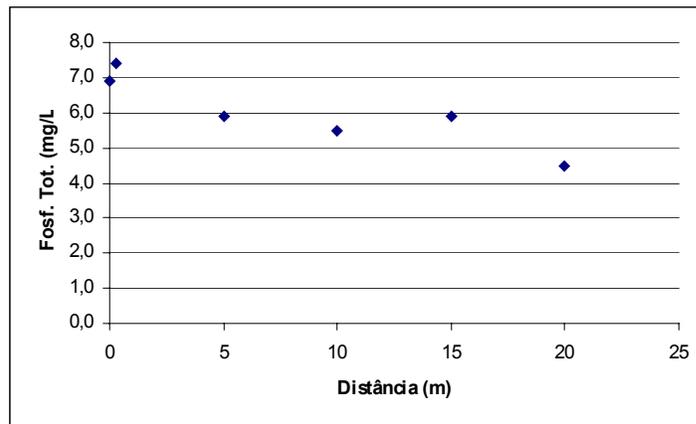


(c)

FIGURA A.14 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, segunda aplicação (contínua).

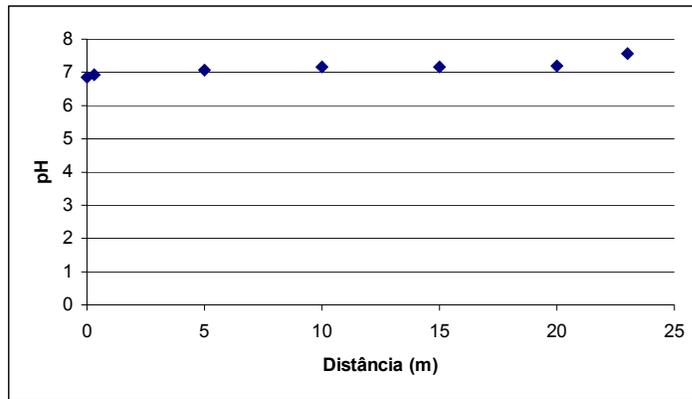


(d)

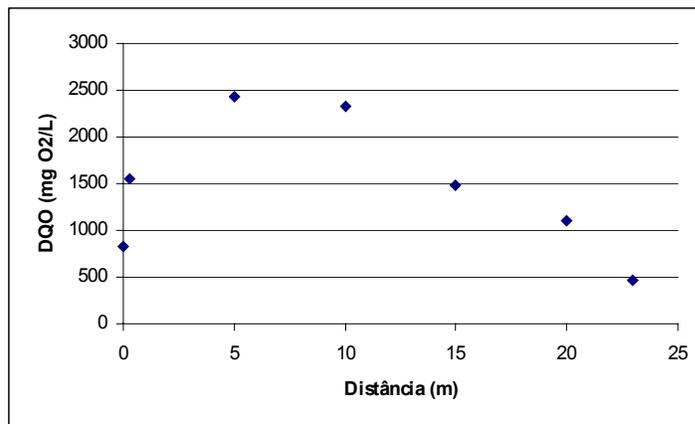


(e)

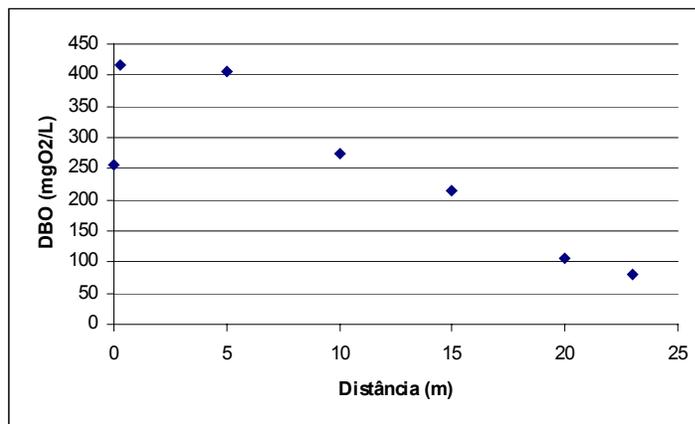
FIGURA A.14 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

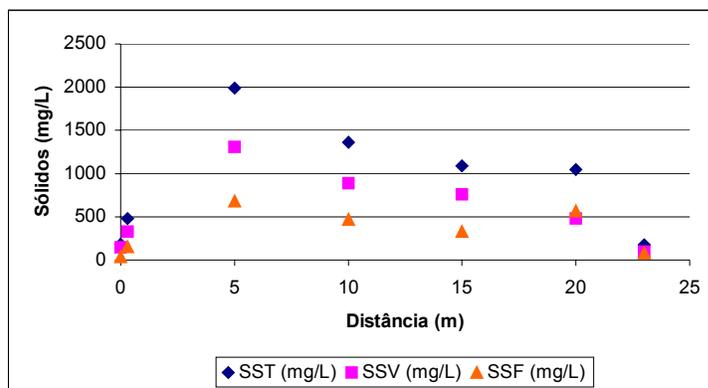


(b)

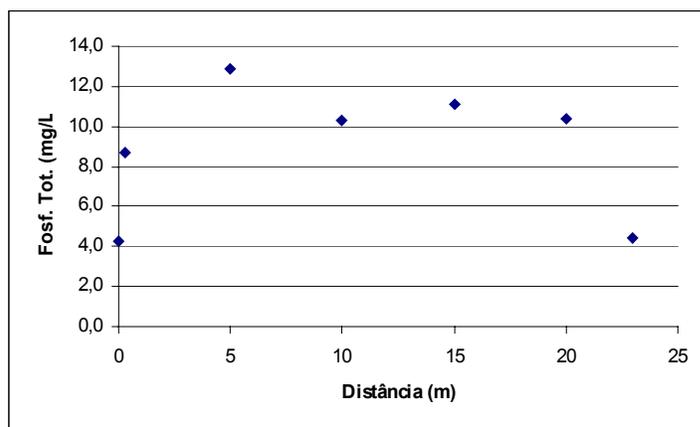


(c)

FIGURA A.15 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, primeira aplicação (continua).

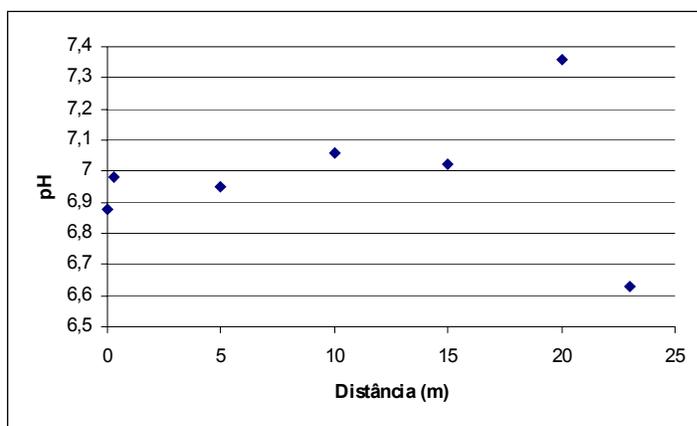


(d)

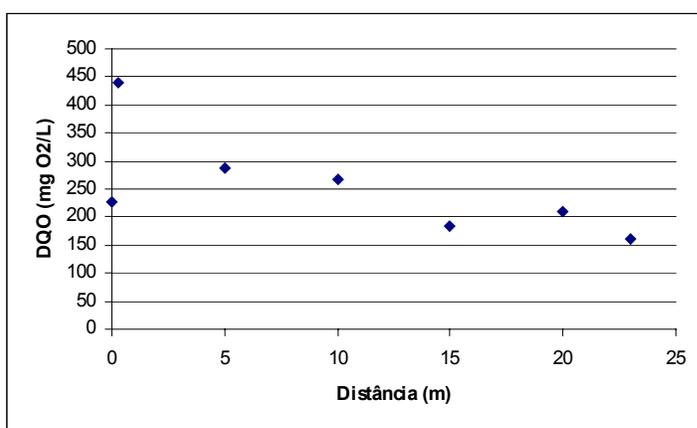


(e)

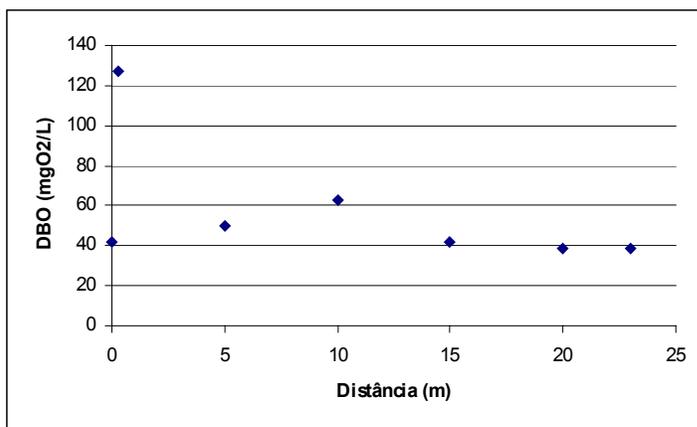
FIGURA A.15 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

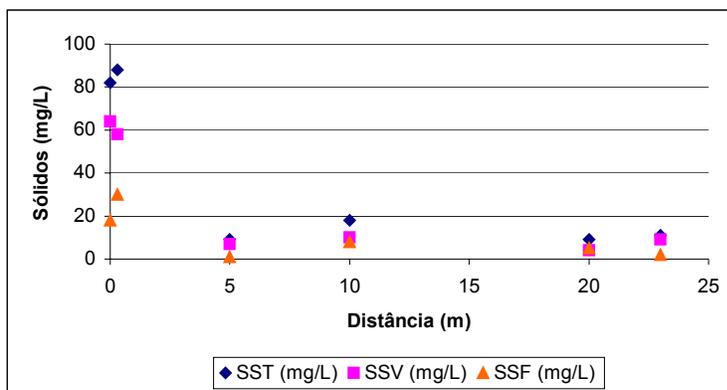


(b)

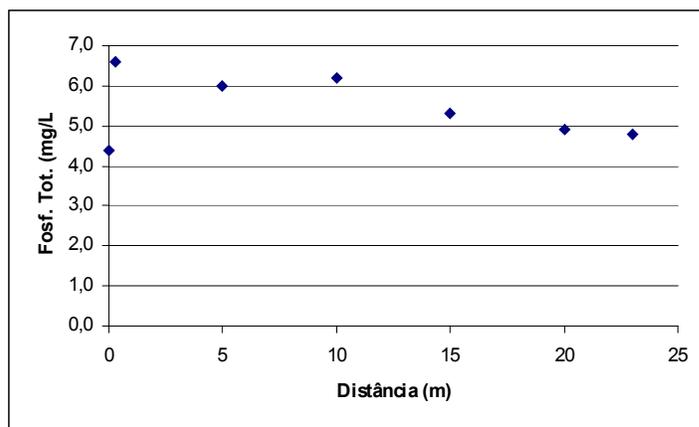


(c)

FIGURA A.16 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, segunda aplicação (continua).

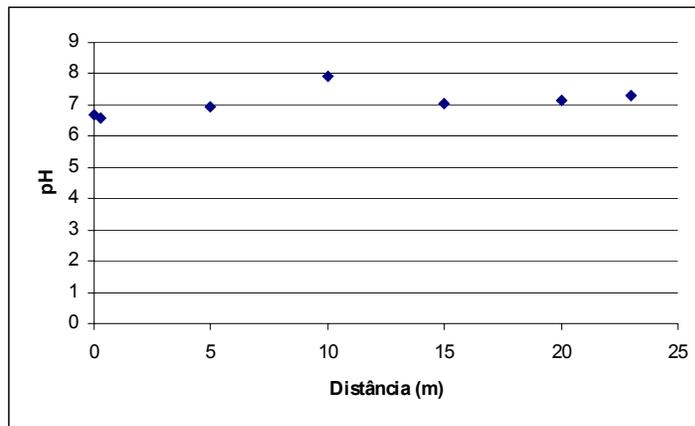


(d)

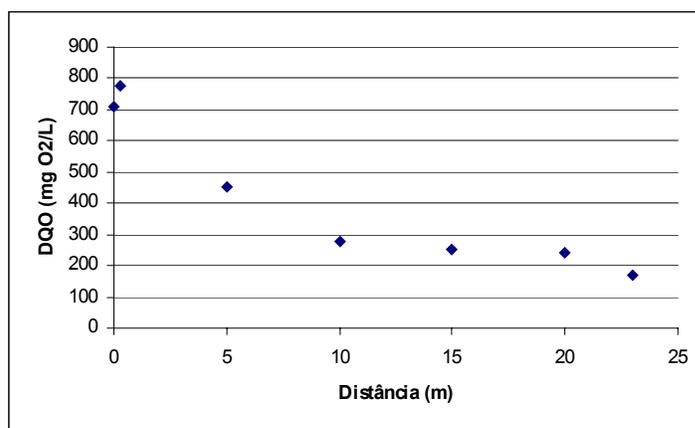


(e)

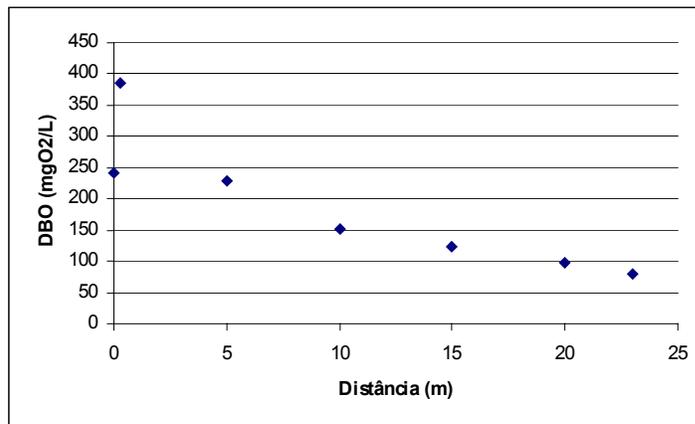
FIGURA A.16 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

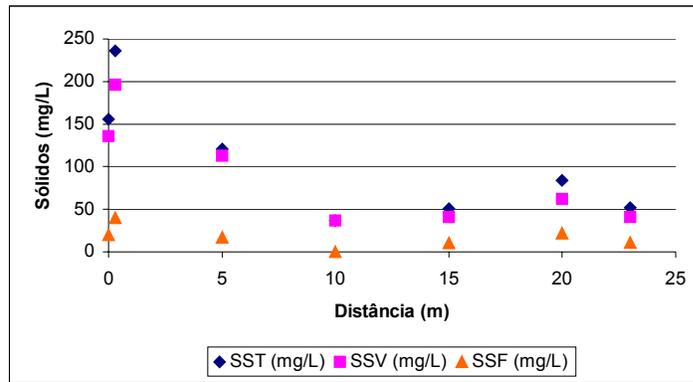


(b)

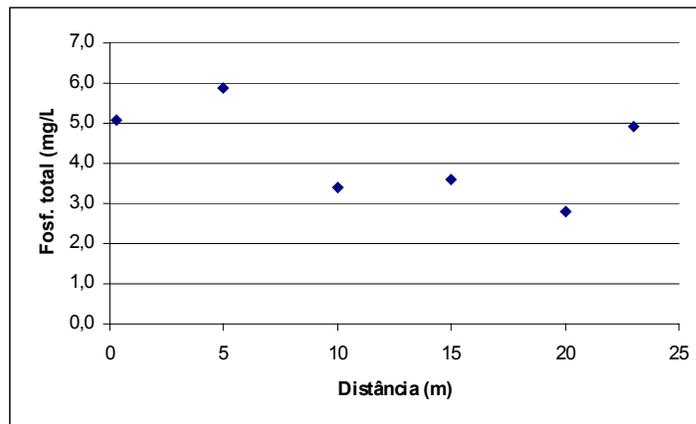


(c)

FIGURA A.17 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,35 m³/h.m (continua).

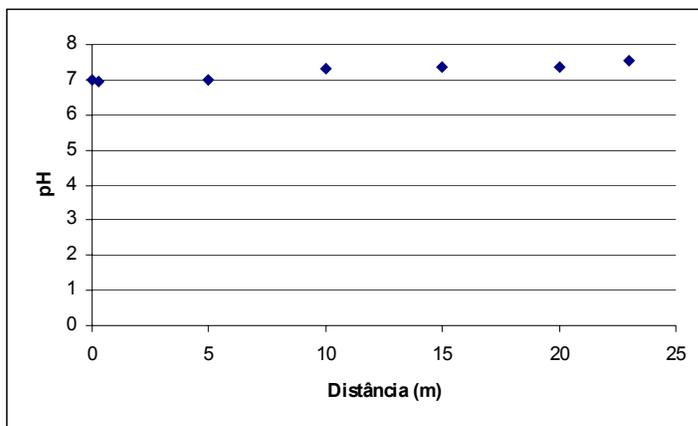


(d)

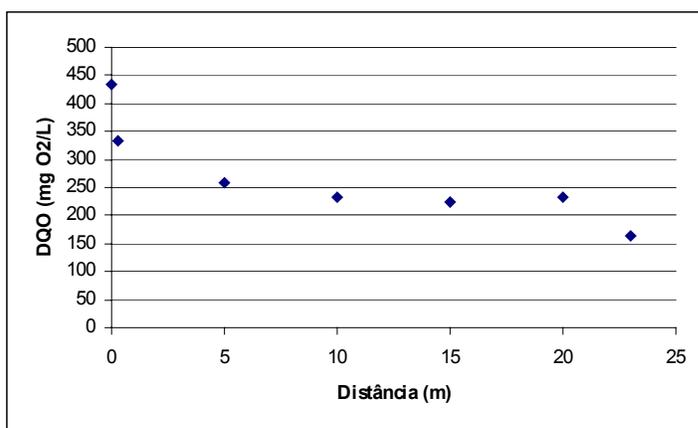


(e)

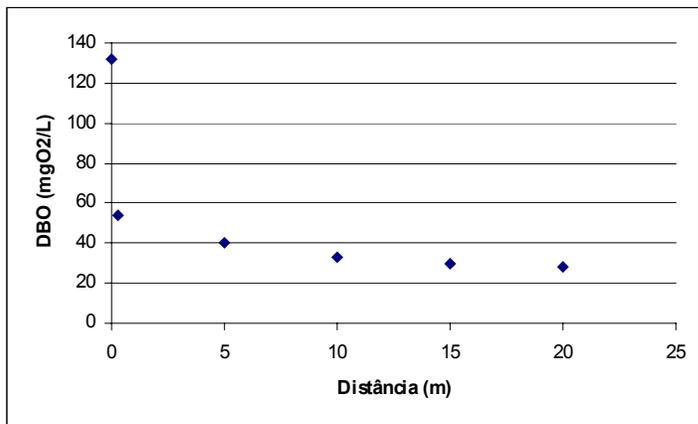
FIGURA A.17 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,35 m³/h.m (conclusão).



(a)

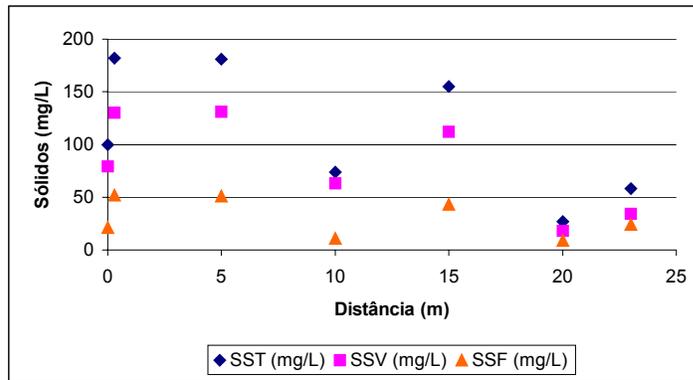


(b)

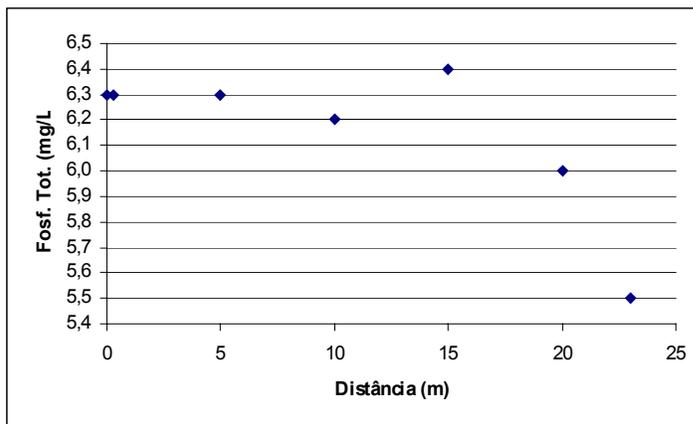


(c)

FIGURA A.18 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,40 m³/h.m (continua).

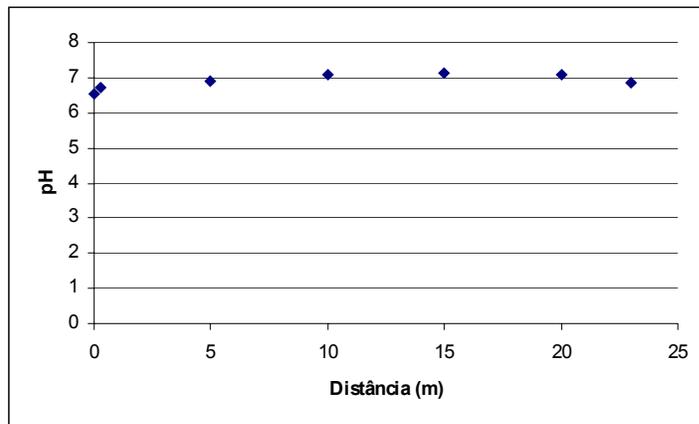


(d)

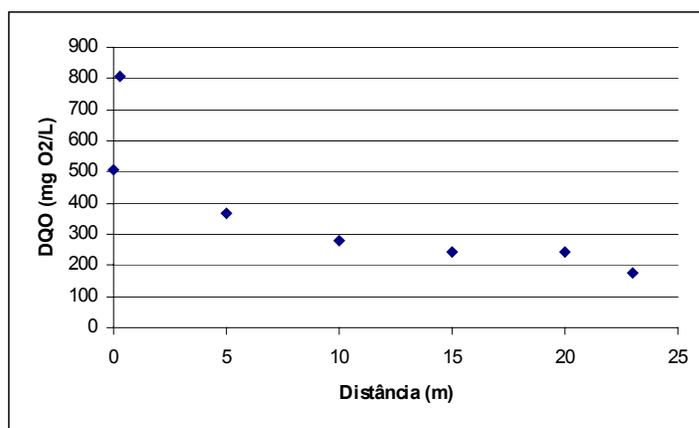


(e)

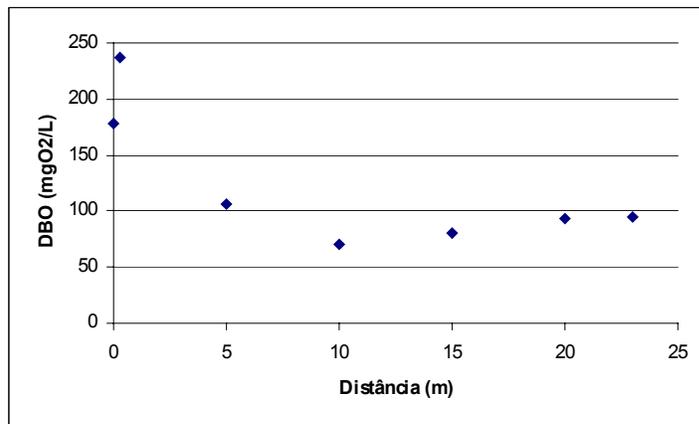
FIGURA A.18 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,40 m³/h.m (conclusão).



(a)

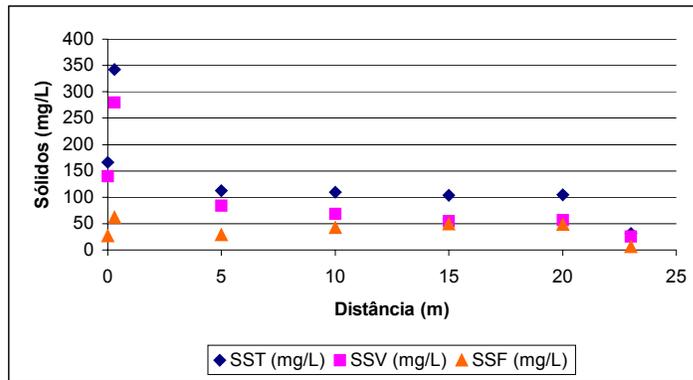


(b)

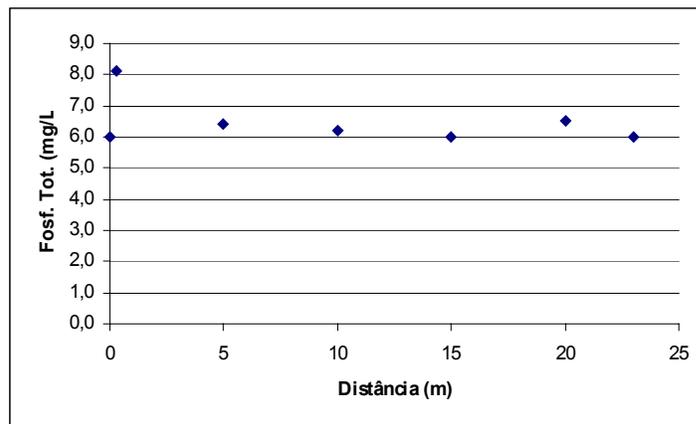


(c)

FIGURA A.19 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,45 m³/h.m (continua).

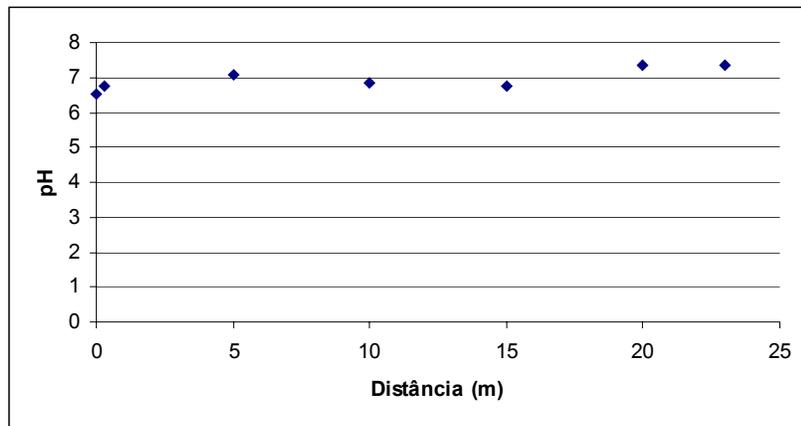


(d)

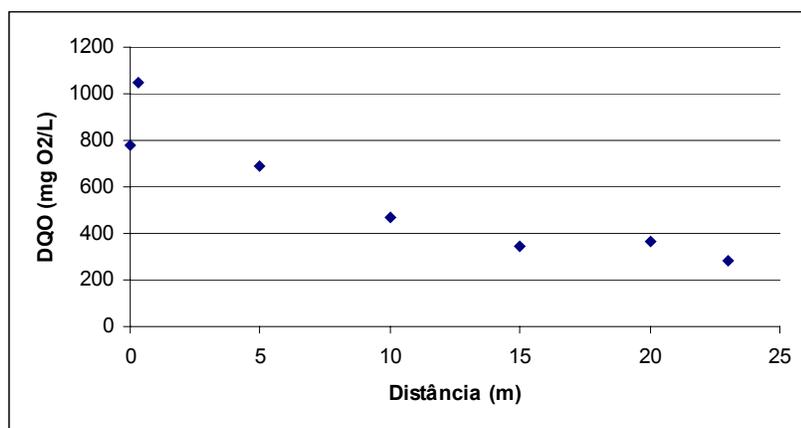


(e)

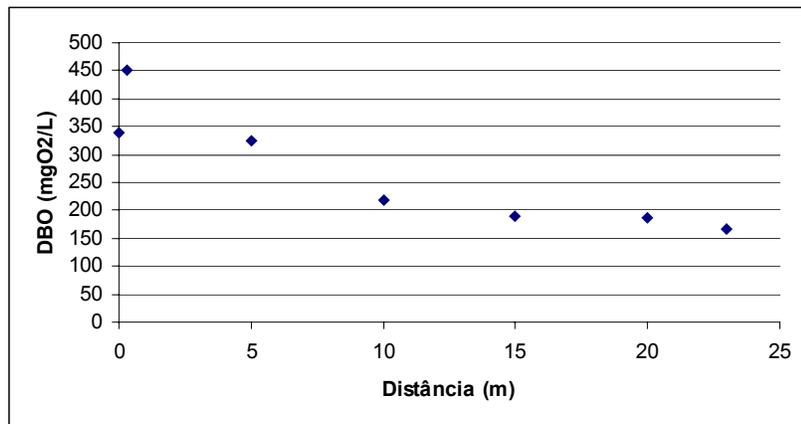
FIGURA A.19 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,45 m³/h.m (conclusão).



(a)

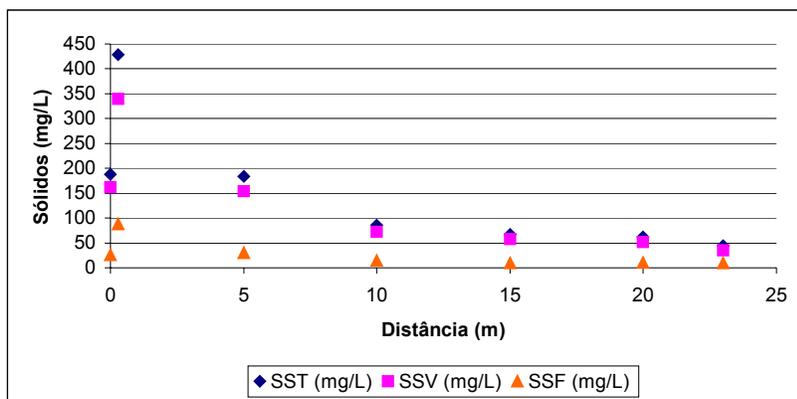


(b)

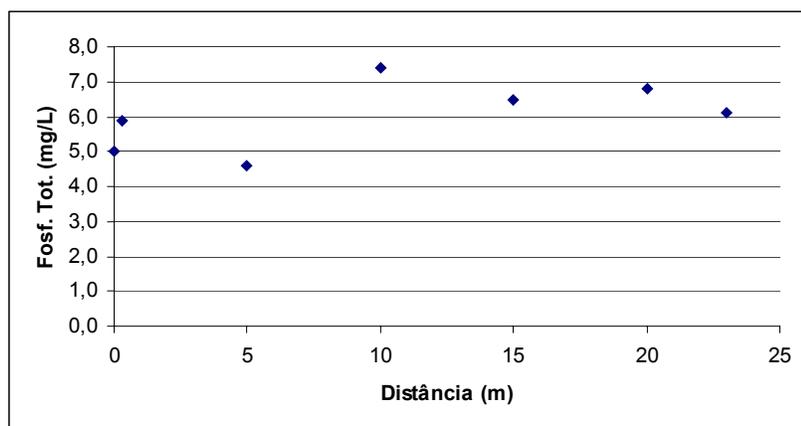


(c)

FIGURA A.20 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,50 m³/h.m (continua).

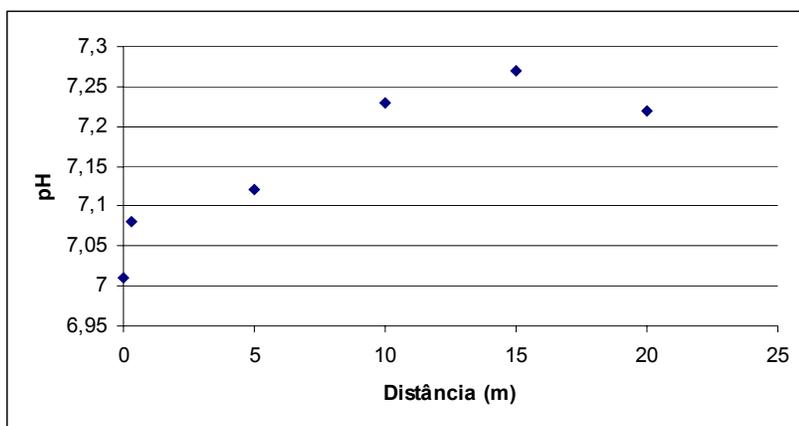


(d)

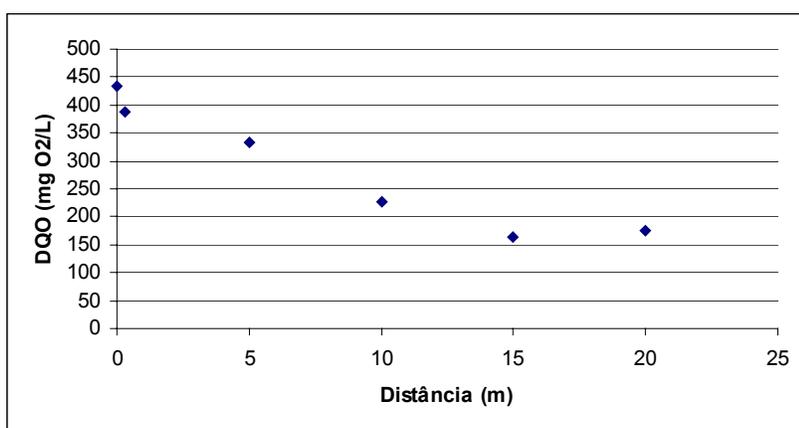


(e)

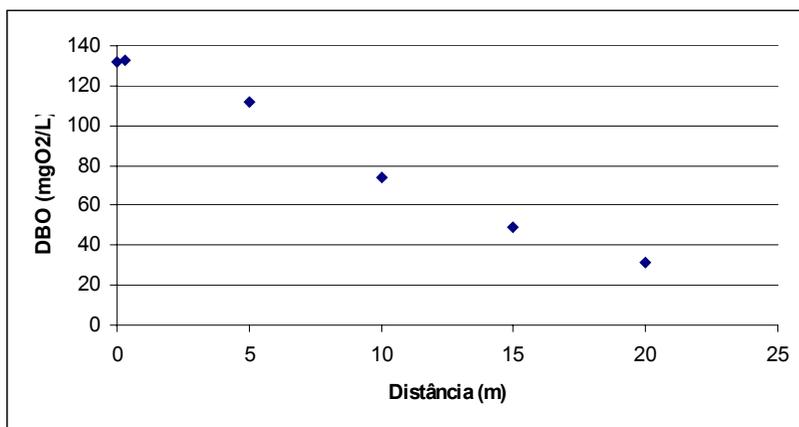
FIGURA A.20 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa II, taxa de aplicação 0,50 m³/h.m (conclusão).



(a)

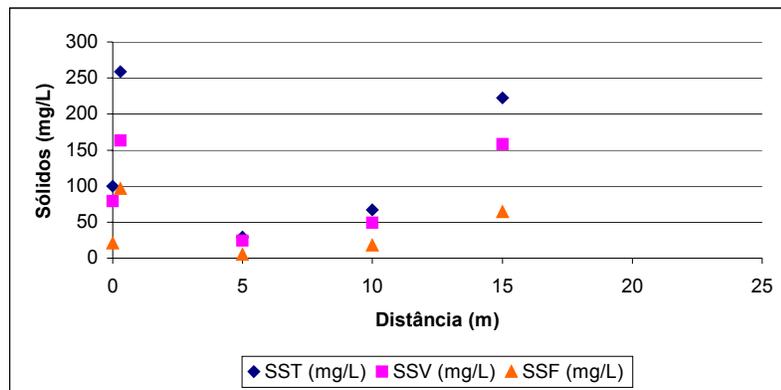


(b)

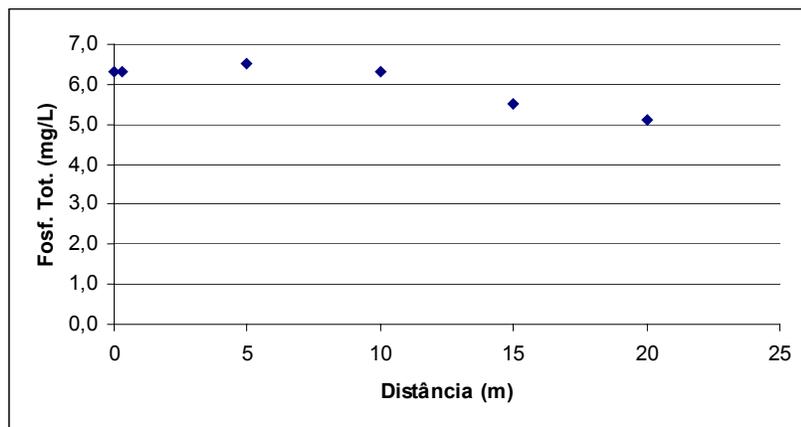


(c)

FIGURA A.21 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,20 m³/h.m (continua).

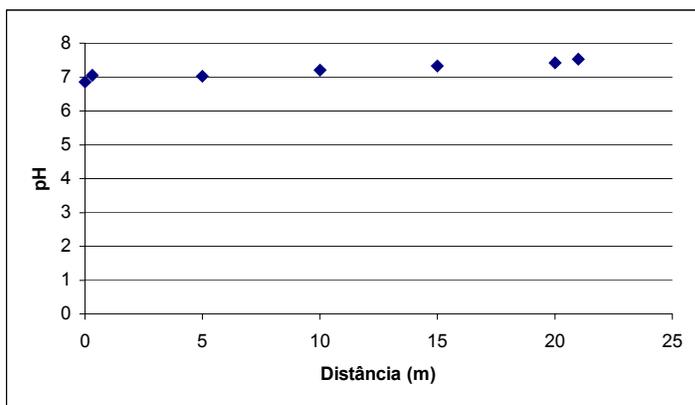


(d)

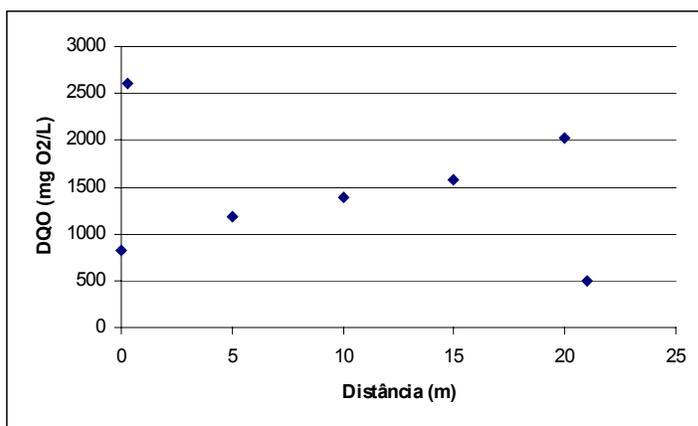


(e)

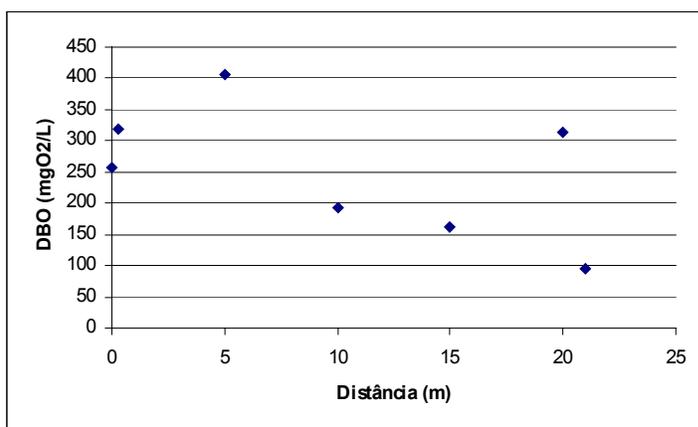
FIGURA A.21 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,20 m³/h.m (conclusão).



(a)

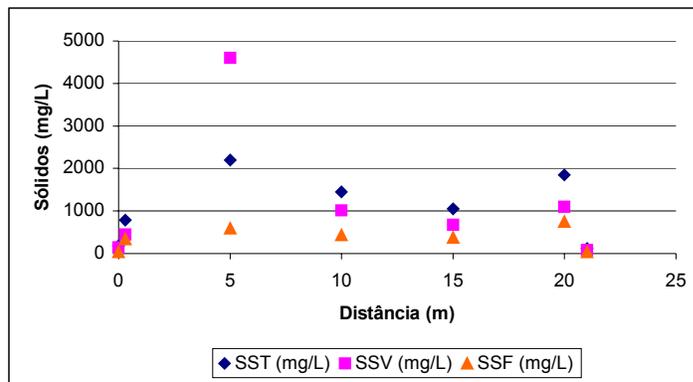


(b)

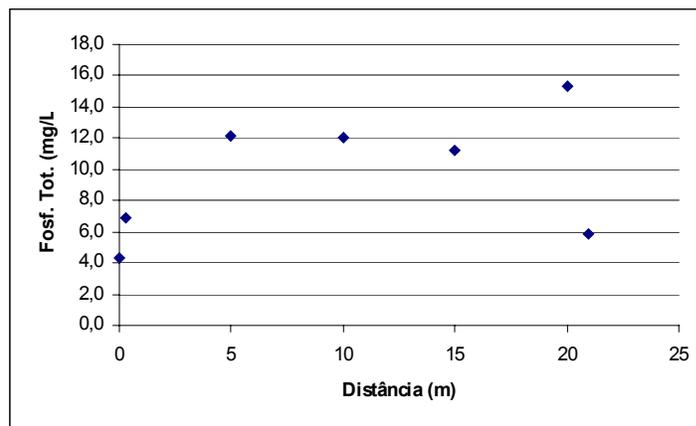


(c)

FIGURA A.22 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (contínua).

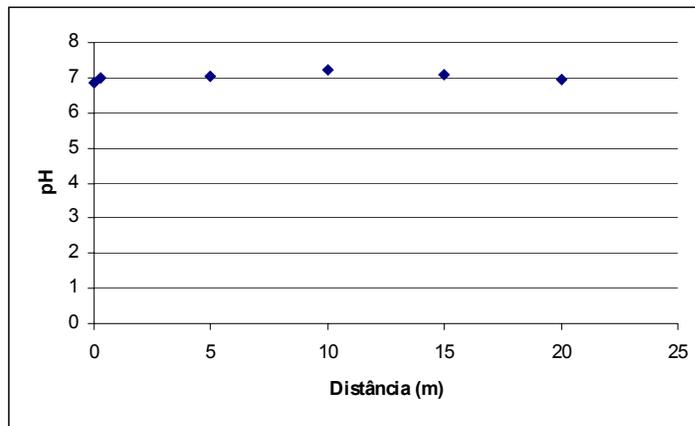


(d)

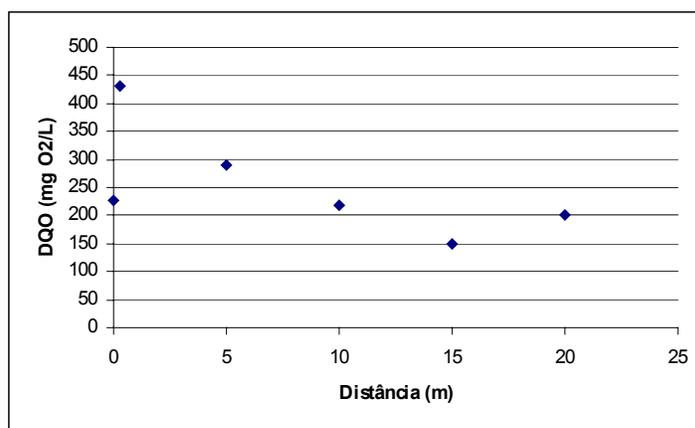


(e)

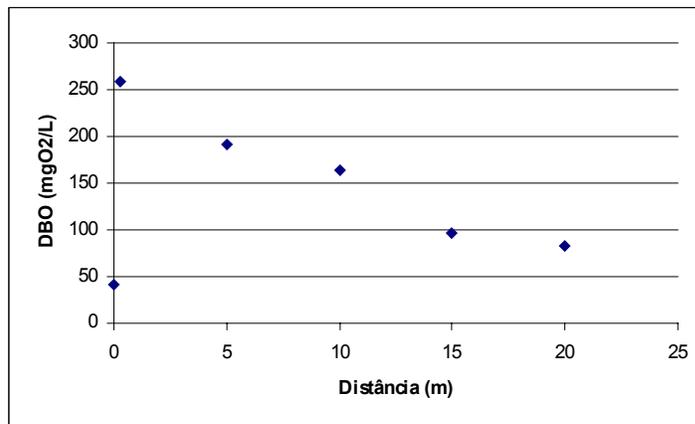
FIGURA A.22 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

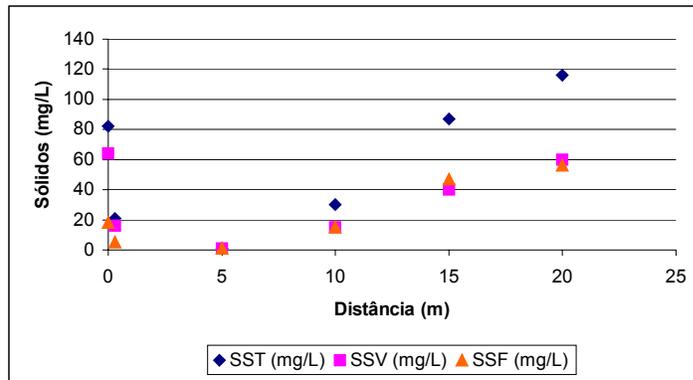


(b)

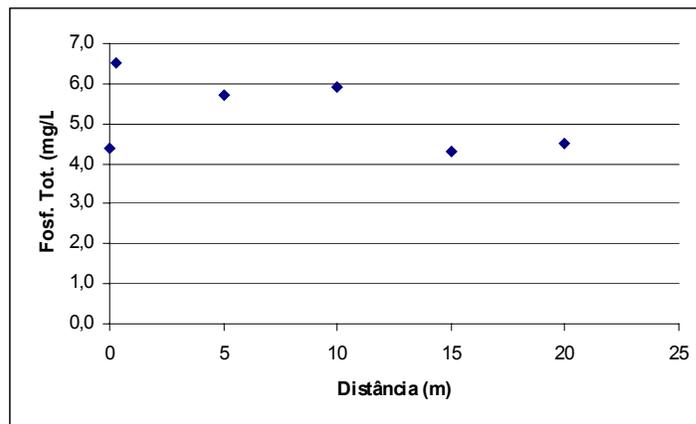


(c)

FIGURA A.23 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, segunda aplicação (continua).

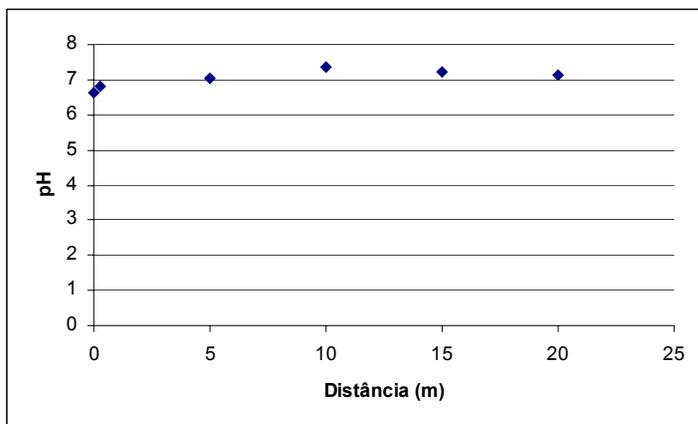


(d)

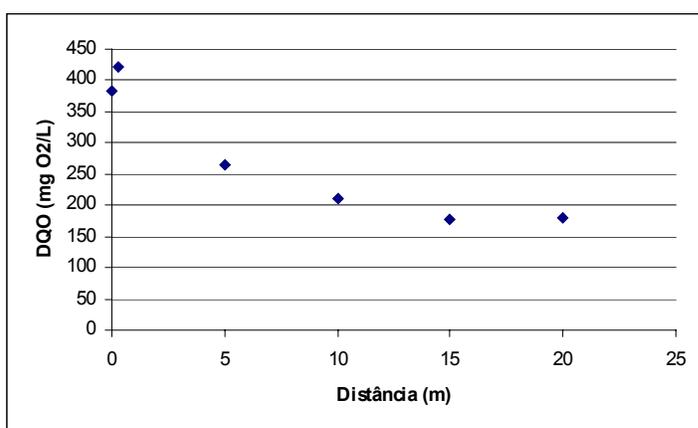


(e)

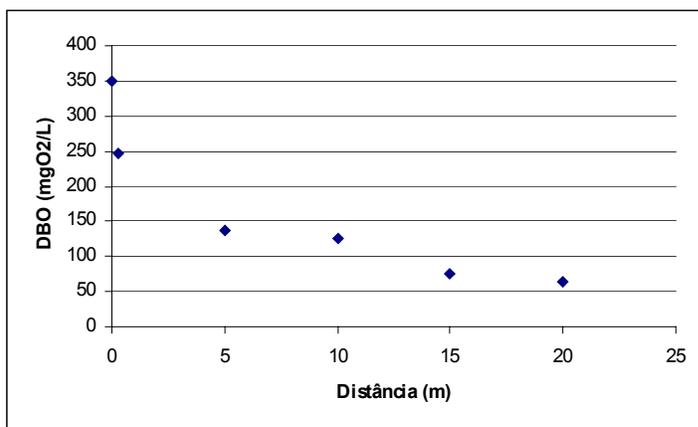
FIGURA A.23 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

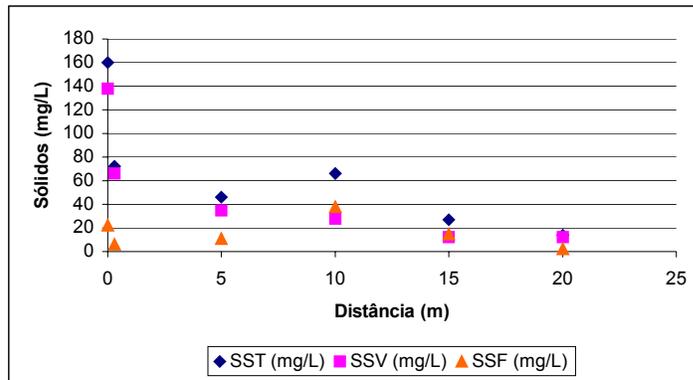


(b)

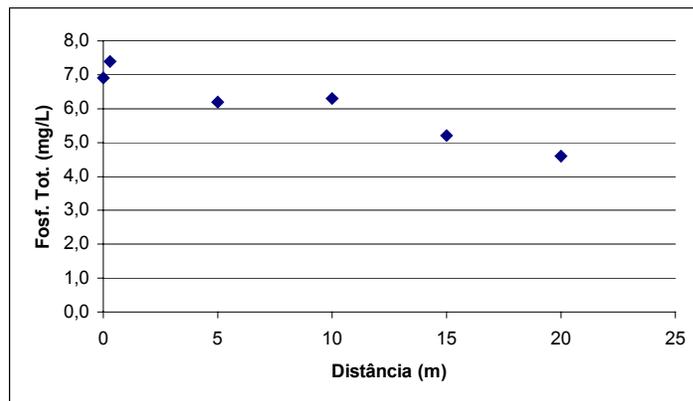


(c)

FIGURA A.24 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m, terceira aplicação (continua).

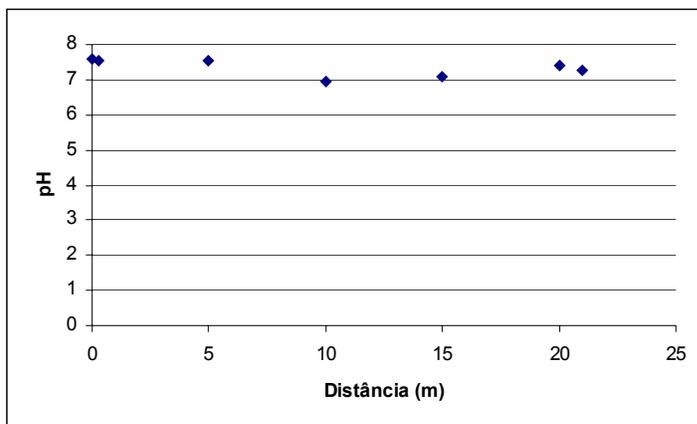


(d)

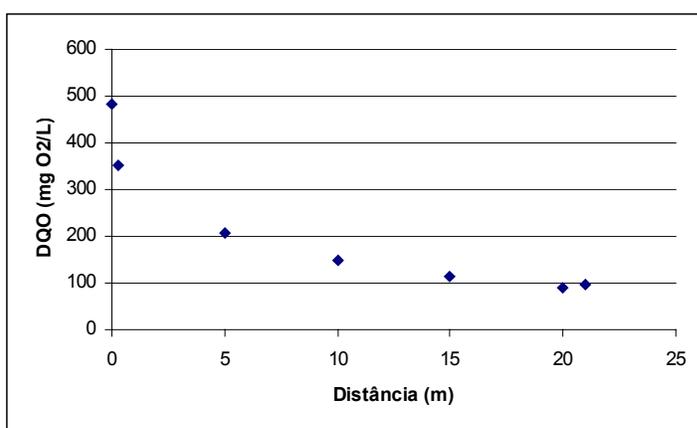


(e)

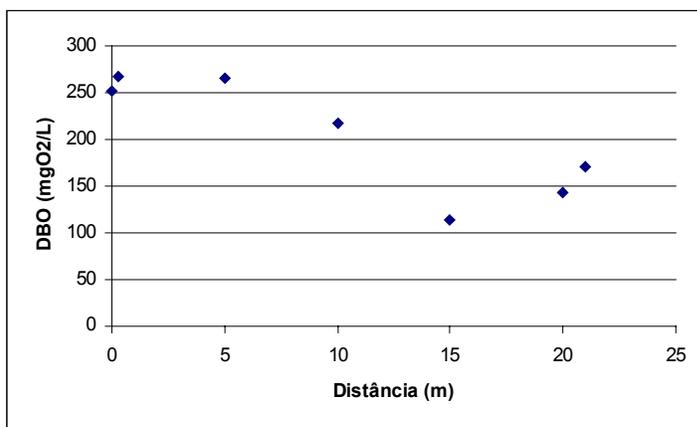
FIGURA A.24 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,25 m³/h.m (conclusão).



(a)

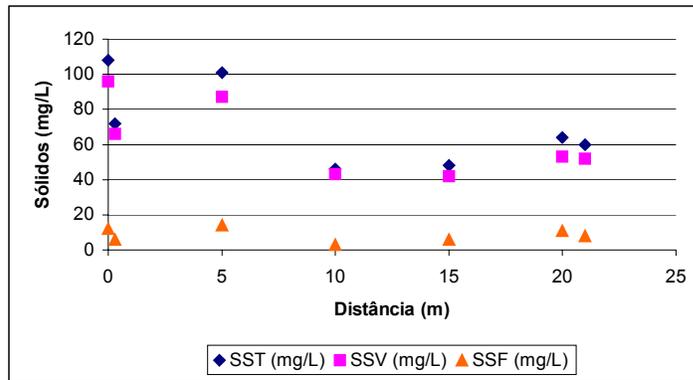


(b)

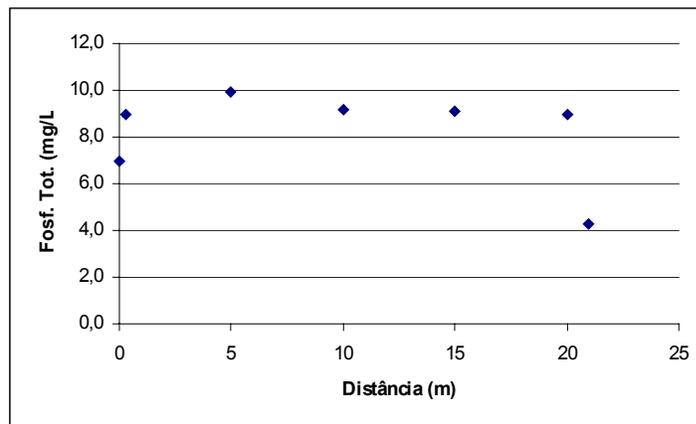


(c)

FIGURA 7.A5 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, primeira aplicação (contínua).

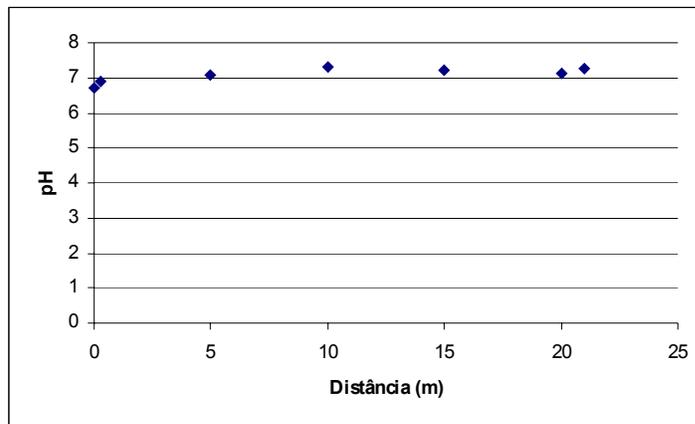


(d)

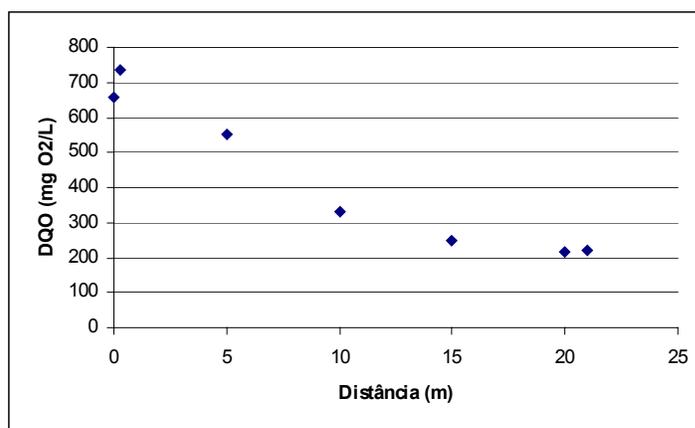


(e)

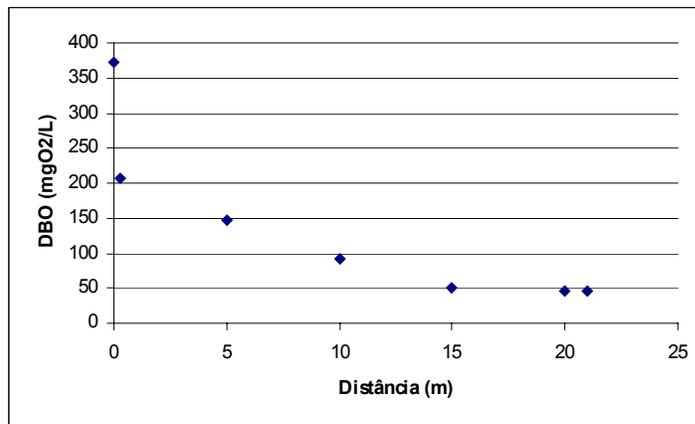
FIGURA A.25 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

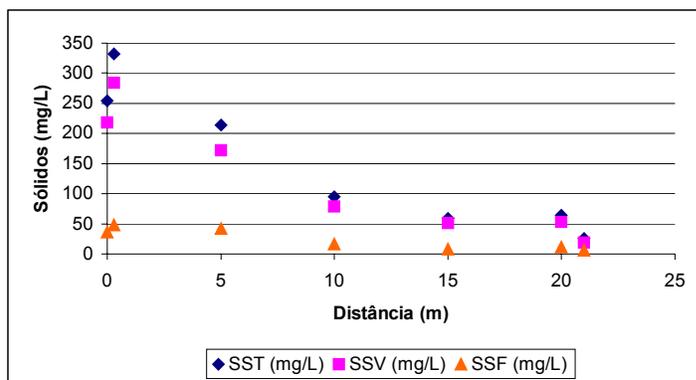


(b)

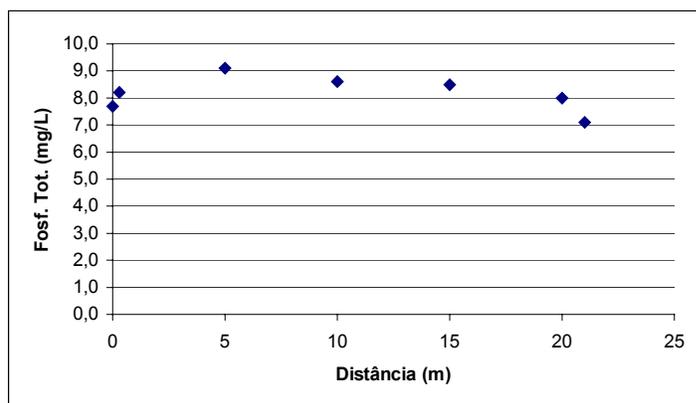


(c)

FIGURA A.26 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, segunda aplicação (continua).

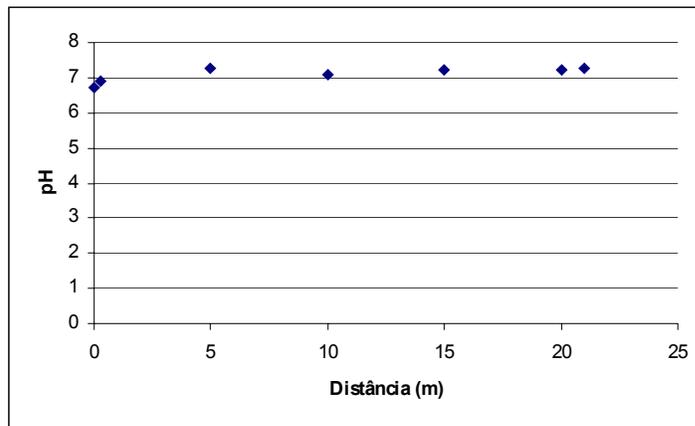


(d)

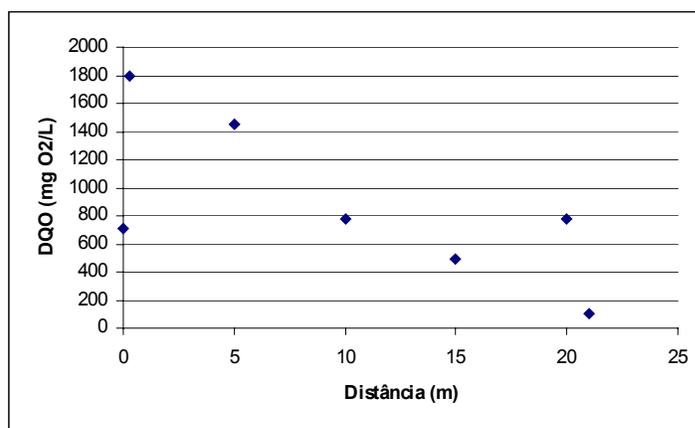


(e)

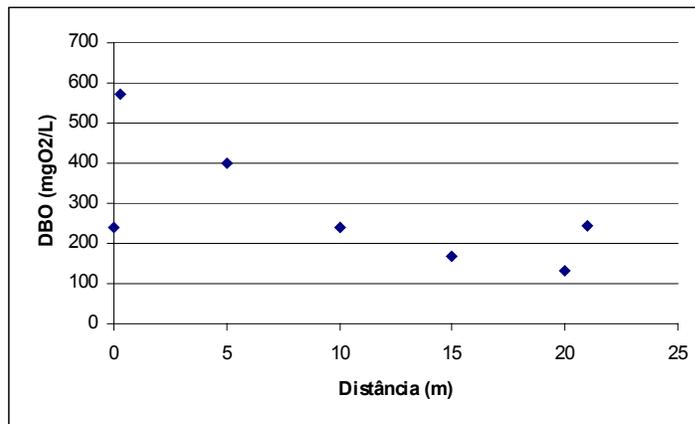
FIGURA A.26 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,30 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

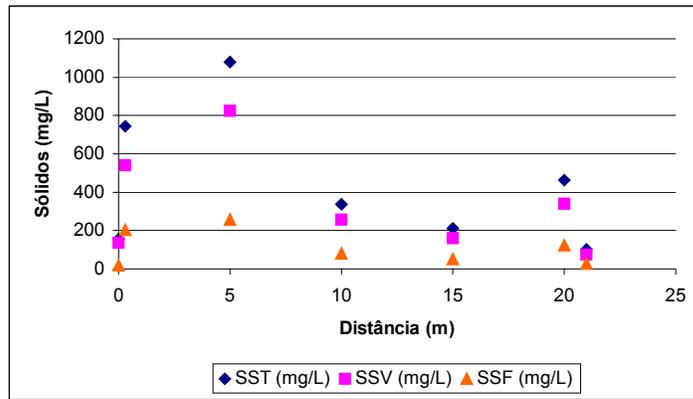


(b)

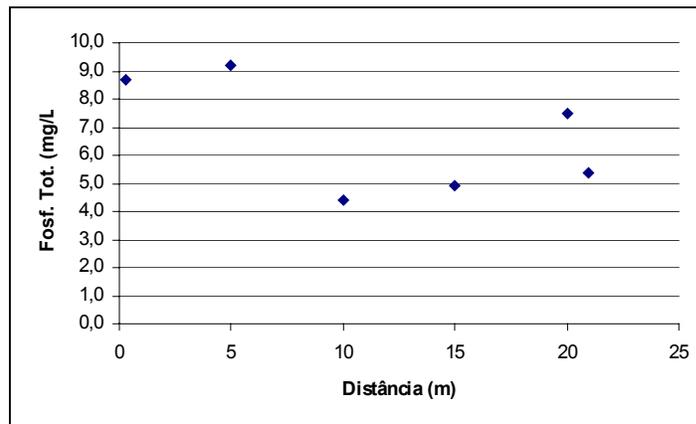


(c)

FIGURA A.27 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,35 m³/h.m (contínua).

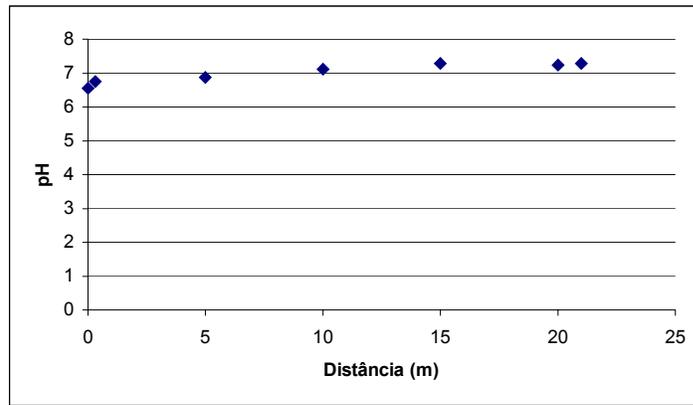


(d)

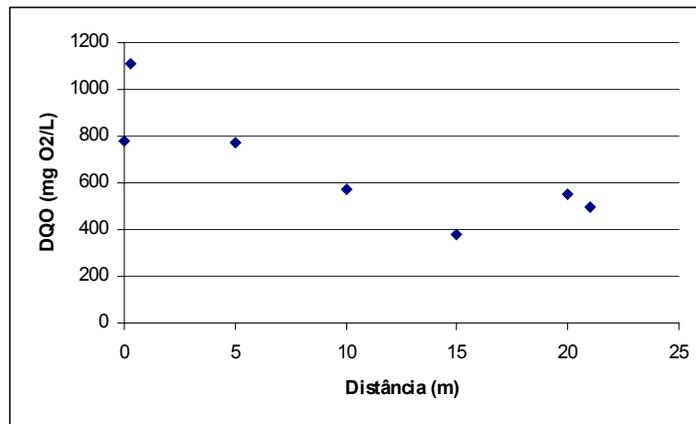


(e)

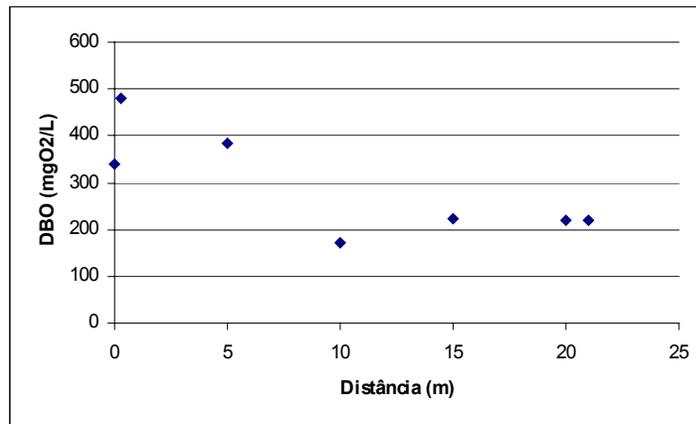
FIGURA A.27 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,35 m³/h.m (conclusão).



(a)

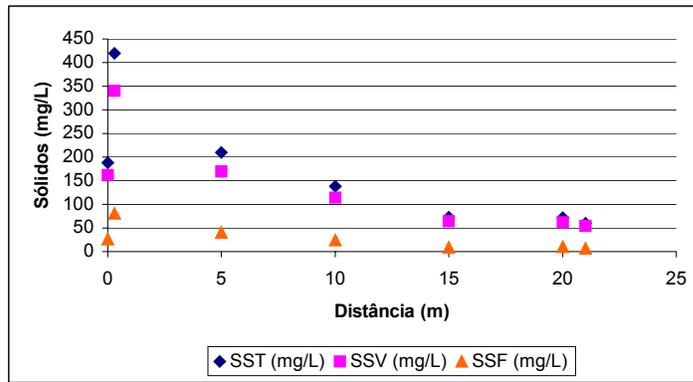


(b)

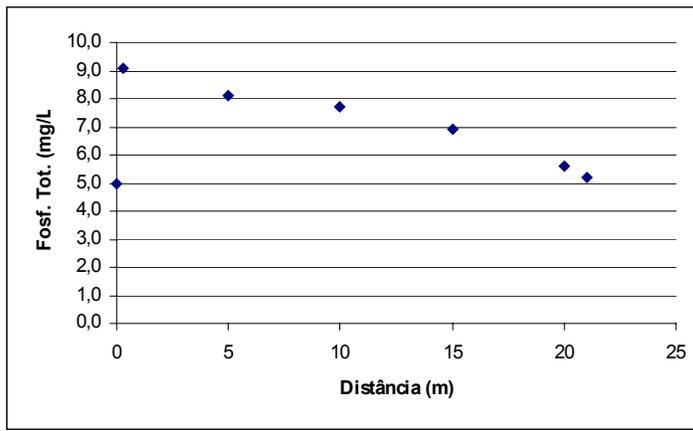


(c)

FIGURA A.28 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,50 m³/h.m (continua).

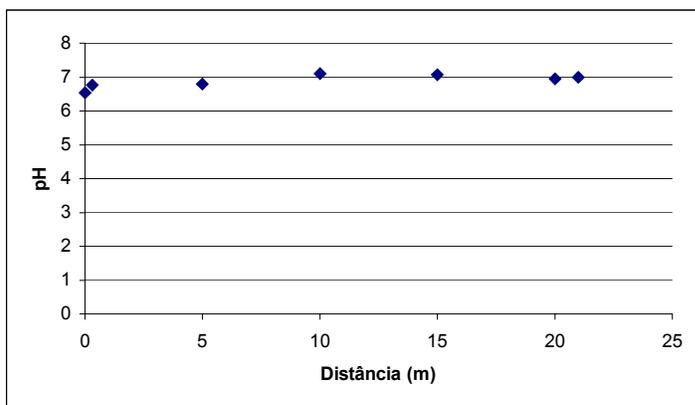


(d)

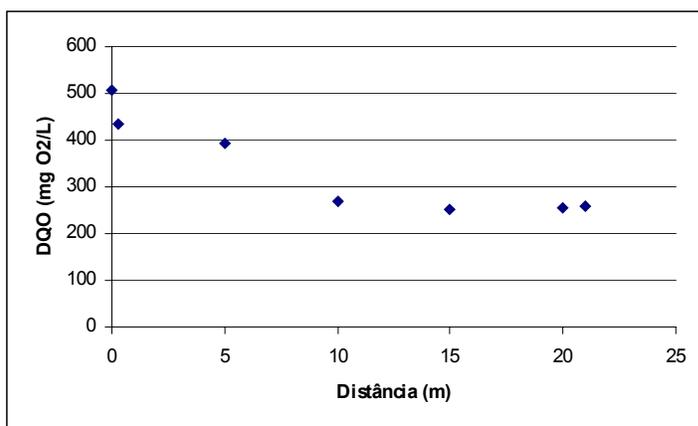


(e)

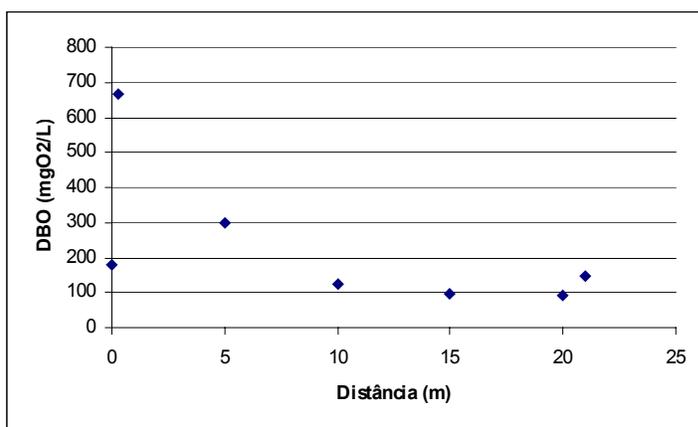
FIGURA A.28 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,50 m³/h.m (conclusão).



(a)

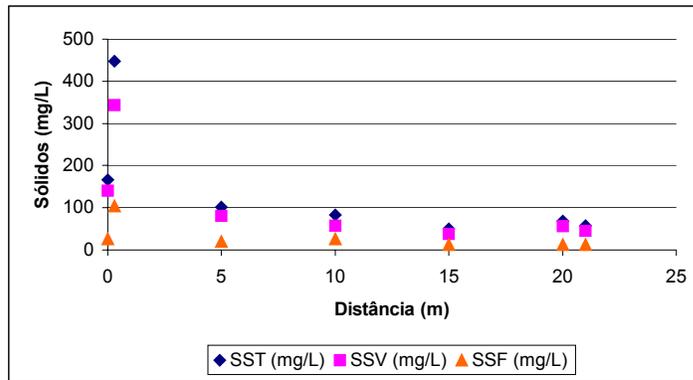


(b)

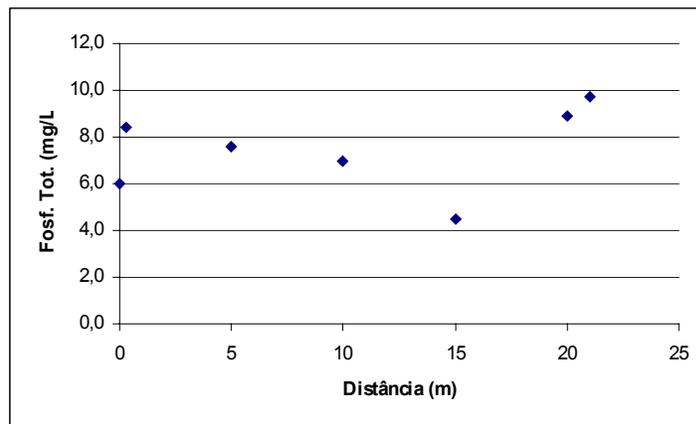


(c)

FIGURA A.29 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,65 m³/h.m, primeira aplicação (contínua).

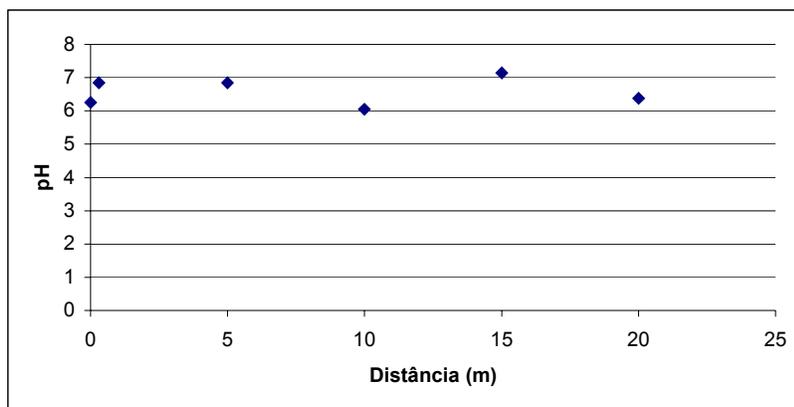


(d)

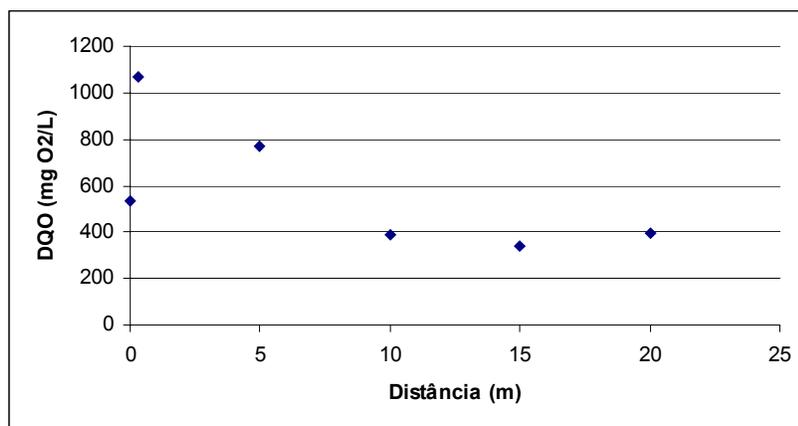


(e)

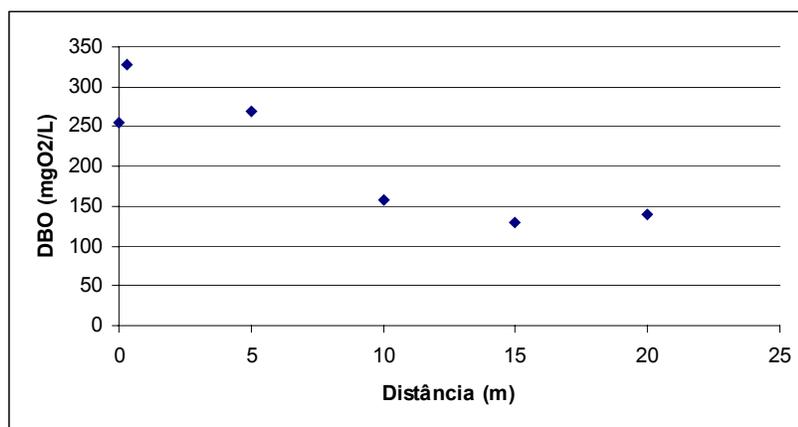
FIGURA A.29 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,65 m³/h.m, primeira aplicação (conclusão).



(a)

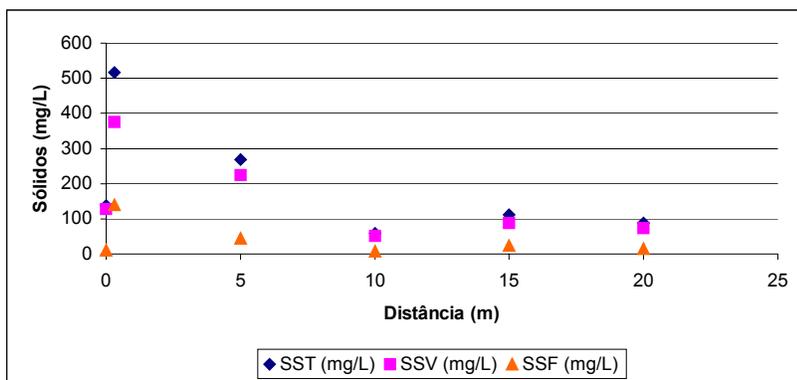


(b)

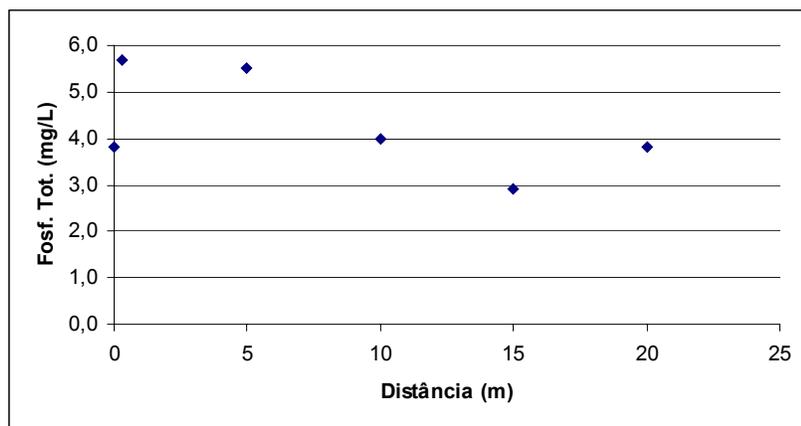


(c)

FIGURA A.30 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,65 m³/h.m, segunda aplicação (contínua).

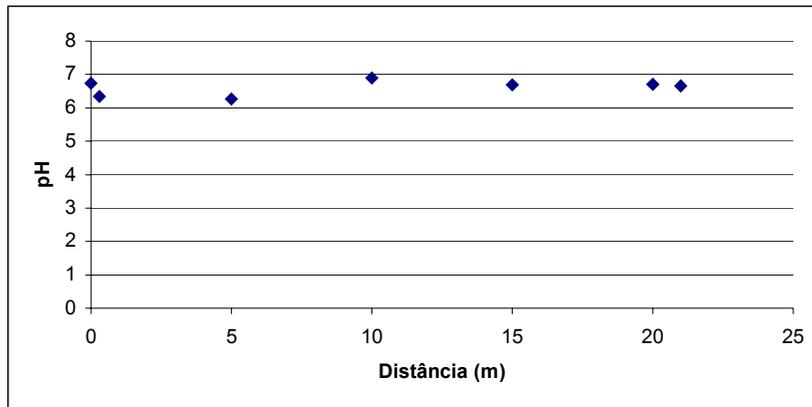


(d)

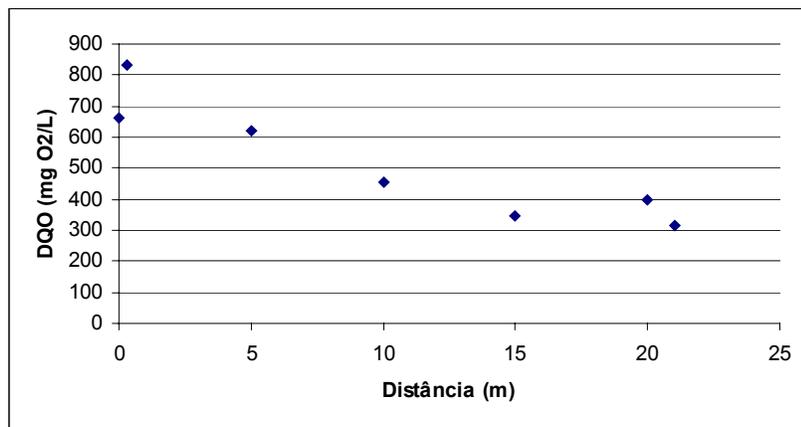


(e)

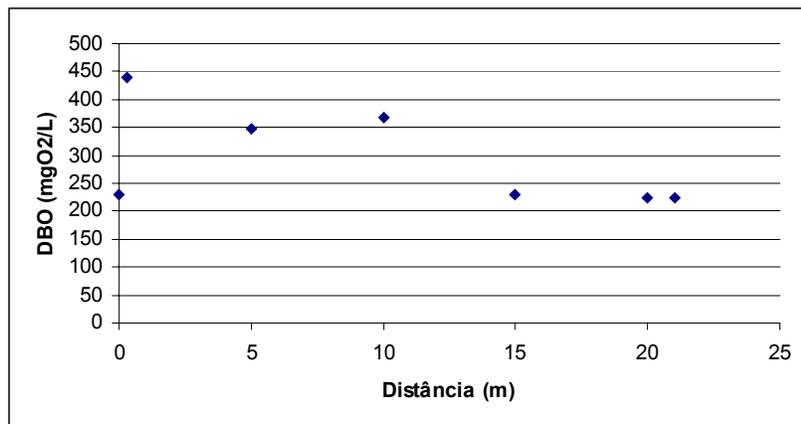
FIGURA A.30 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,65 m³/h.m, segunda aplicação (conclusão).



(a)

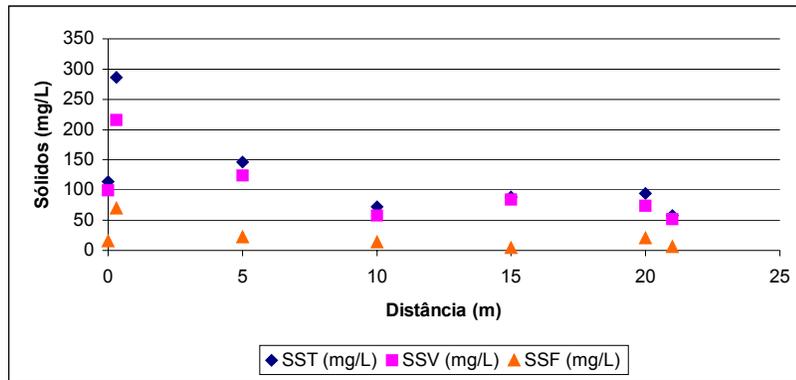


(b)

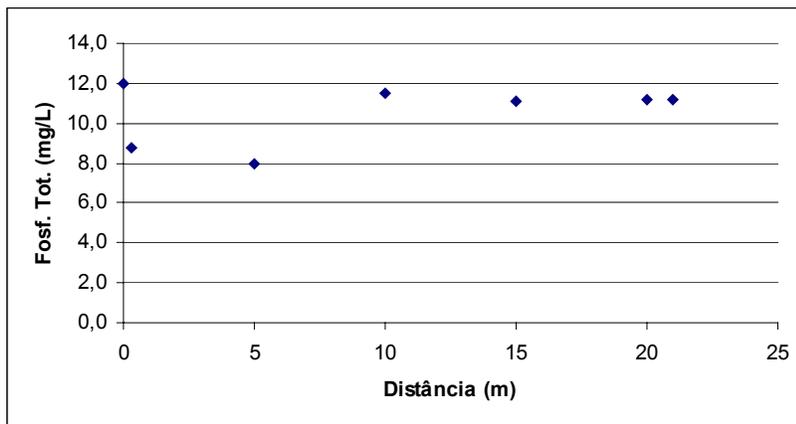


(c)

FIGURA A.31 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,70 m³/h.m.



(d)



(e)

FIGURA A.31 – Variação do pH (a), DQO [mg O₂/L] (b), DBO [mg O₂/L] (c), Sólidos Suspensos [mg/L] (d) e Fósforo Total [mg/L] (e) ao longo do comprimento da rampa III, taxa de aplicação 0,70 m³/h.m.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABERNATHY, A. R.; ZIRSCHKY, J.; BORUP, M. B. Overland flow wastewater treatment at Easley, S.C. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York: v. 4, n. 57, p. 291-299, 1985.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19^a ed. New York: AWWA, 1268 p., 1995.
- ASSANO, T. Planning and implementation of water reuse projects. **Water Science Technology**. Oxford: v. 9, n. 24, p. 1-10, 1991.
- BERNARDES, R. S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. **Revista DAE**. V. 46, n. 145, p. 129 – 148, jun. 1986.
- CHANG, A. C.; PAGE, A. L.; ASANO, T.; HESPANHOL, I. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater irrigation. **Water Science Technology**. Elsevier Science, v. 33, n. 10-11, p. 463-472, 1996.
- CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento do esgoto doméstico no solo pelo método do escoamento superficial**. São Paulo: USP. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da USP, 1992.
- CORAUCCI FILHO, B. et al. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, p. 321-407, 1999.
- COUILLARD, D.; MERCIER, G. Economic evaluation of biological removal of heavy metals from wastewater sludge. **Water environment research**. V. 66. p. 32-39, 1994.

- DECHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeitos do lodo de esgoto complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura de feijoeiro e do girassol. **SANARE**. Paraná: Sanepar, v.8, n. 8, p.33-38, 1997.
- EPA. **Process design manual: land treatment of municipal wastewater**. Cincinnati: U. S. Environmental Protection Agency (E.P.A.), 1981.
- FIEST, L. *et al.* Efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo. **SANARE**. Paraná: v.9, n.9, p. 48-57, 1998.
- FIGUEIREDO, R. F. **Effects of rainfall on the performance of the overland flow wastewater treatment process**. Ph. D. Thesis. Davis: Department of Civil Engineering, University of California, 144 p., 1982.
- FIGUEIREDO, R. F. Tratamento de esgotos pelo processo de escoamento superficial no solo. **Revista DAE**. São Paulo: v. 45, n. 140, p. 62-66, 1985.
- FIGUEIREDO, R. F., SMITH, R. G.; SHROEDER, E. D. Rainfall and overland flow performance. **Journal Environmental Engineering**. ASCE, v. 110, n. 3: p. 768-794, 1984.
- FSP (FOLHA DE SÃO PAULO). **Atlas geográfico mundial**. São Paulo: Folha da Manhã, p. 103, 1994.
- GALLEGOS, E.; WARREN, A.; ROBLES, E.; CAMPOY, E.; CALDERON, A.; SAINZ, M. A.; BONILLA, P.; ESCOLERO, O. The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. **Water Science Technology**. Elsevier Science, vol. 40, n. 2, p. 45-52, 1999.
- GILDE, L.C.; KESTER, A.S.; LAW, J.P.; NEELEY, C.H.; PARMELEE, D. M. A. Spray irrigation system for treatment of cannery wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York: v.43, n.10, p. 2011-2025, 1971.
- HABBARI, K.; TIFNOUTI, A.; BITTON, G.; MANDIL, A. Geohelminthic infections associated with raw wastewater reuse for agricultural purposes in Beni-Mellal, Morocco. **Parasitology International**. Elsevier Science, v. 48, p. 249-254, 2000.
- HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. **Agriculture Ecosystems & Environment**. Amsterdam: Elsevier Science, v. 66, n. 2, p. 113-119, 1997.
- HARUVY, N. Wastewater reuse – regional and economic considerations. **Resources, Conservation and Recycling**. Amsterdam: Elsevier Science, v. 23, n. 1-2, p. 57 – 66, 1998.

- KÖNIG, A. *et al.* Uso de esgoto tratado como fonte de água não convencional para irrigação de forrageiras. In: 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. **Anais**. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, p. 2072 – 2079, 1998.
- LOEHR, R. C. & OVERCASH, M. R. Land treatment of wastes: concepts and general design. **Journal of Environmental Engineering**. ASCE, v. 111, n. 2, p. 141-160, 1985.
- MARECOS DO MONTE, M. E .F.; ANGELAKIS, A. N.; ASANO, T. Necessity and basis for establishment of European guidelines for reclaimed wastewater in Mediterranean region. **Water Science Technology**. Amsterdam: Elsevier Science, v.33, n. 10-11, p. 303-316, 1996.
- SEMENTES NATERRA. ***Brachiaria humidicola***. Disponível em: <<http://www.naterra.com.br/graminea/brahumid.htm>> Acesso em 20 set. 2000.
- NOUR, E. A. A. **Tratamento de efluentes de uma indústria cítrica pelo processo de escoamento superficial no solo**. Campinas: Unicamp. Dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 159 p., 1990.
- OLITTA, A.F.L. **Os métodos de irrigação**. São Paulo: Nobel, 267 p., 1989.
- OVERCASH, M. R. Implication of overland flow for municipal waste management. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York: v. 50, n. 10, p. 2337-2347, 1978.
- OVERMAN, A. R.; WOLFE, D. W. Overland flow treatment of wastewater at Florida State prison. **Journal of water pollution control federation**. New York: v. 58, n. 9, p. 903-910, 1986.
- PAGANINI, W. S. Disposição de esgotos no solo – 12 anos de monitoramento. In: 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Anais. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, p. 920 – 947, 1998.
- PROSTKO, E.; DORSETT, D. J.; BADE, D. Questions and answers about Tifton 85 Bermudagrass. SCS –1998 –06. Texas: Texas Agricultural Extension Service, The Texas A&M University System, College Station, 2 p., 1998.
- RAIJ, B. V. *et al.* **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargil/Instituto Agronômico de Campinas – SP/Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (Unesp – Jaboticabal), 170p., 1987.
- RAIJ, B. *et al.* Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. **Boletim Técnico 100**. Instituto Agronômico de Campinas (IAC), p. 285, 1996.

- ROSENQVIST, H. *et al.* Economics of using municipal wastewater irrigation of willow coppice crops. **Biomass & Bioenergy**. Oxford: Pergamon – Elsevier, v. 12, n.1, p. 1-8, 1997.
- SCHROEDER, E. D. **Water and wastewater engineering**. São Francisco: McGraw-Hill, 1977.
- SMITH, R. G. The overland flow process. **Environmental progress**. Davis: University of California, p. 195-205, 1982.
- SMITH R. G. & SCHROEDER, E. D. Physical design of overland flow systems. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York: v. 55, n. 3, p. 255-260, 1983.
- SMITH R. G. & SCHROEDER, E. D. Field studies of overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York: v. 57, n. 7, p. 785-794, 1985.
- SONESSON, U. *et al.* Environment and economic analysis of management systems for biodegradable waste. **Resources, Conservation and Recycling**. Amsterdam: Elsevier Science, v. 28, n. 1-2 p. 29 – 53, 2000.
- SURAMPALLI, R. Y. *et al.* Performance evaluation of overland flow wastewater treatment system under winter and summer conditions. **Journal of Cold Regions Engineering**. New York: ASCE, p. 163-177, 1996.
- VOLSCHAN Jr, I. & QASSIM, R. Sistema de otimização econômica da destinação final do lodo de estações de tratamento de esgotos. In: 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. p. 99 – 124, 1999.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 240 p., 1995.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 1 Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 243 p., 1996 (a).
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 211p., 1996 (b).
- VON SPERLING, M. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. **Water Science Technology**. Elsevier Science, v. 33, n. 3, p. 59-72, 1996 (c).

BIBLIOGRAFIA RECOMENDADA

- ABERNATHY, A. R. Wastewater treatment by overland flow. **38th Journal of Industrial Waste Conference**. Purdue University, p. 47-55, 1983.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Projeto de estações de tratamento de esgotos sanitários – NB-570**. ABNT, 1990.
- BATAGLIA, C. *et al.* Métodos de análise química de plantas. **Boletim Técnico nº 78**. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo – Secretaria da Agricultura e Abastecimento – Coordenadoria da Pesquisa Agropecuária/Instituto Agronômico de Campinas, 48 p., 1983.
- BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. Viçosa: UFV, 463 p., 1992.
- CARROL, T. E. *et al.* **Review of landspreading of liquid municipal sewage sludge**. Cincinnati: U. S. Environmental Protection Agency (EPA, 95 p., 1975.
- CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Evaluación de la salinidad del suelo en área de tratamiento de alcantarilla doméstica. **Anais**. Chile: II Ciach Chilan, p. 1-10, 1997.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION. **Land treatment of municipal wastewater effluents, case histories**. U.S. Environmental Protection Agency (E.P.A.), 79 p., 1976.
- DEPARTAMENTO DE FERTILIDADE DO SOLO. **Métodos de análise química de solos: adaptações do método de extração por resina**. Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Jaboticabal (S.P.)¹.

¹ No prelo.

- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (a). **Land treatment of municipal wastewater effluents, Design Factors**. U. S. Environmental Protection Agency, (E.P.A.), 49 p., 1976.
- EPA TECHNOLOGY TRANSFER SEMINAR PUBLICATION (b). **Land treatment of municipal wastewater effluents, Design Factors**. II U. S. Environmental Protection Agency, (E.P.A.), 1976, 72 p., 1976.
- HAWKINS, G. L.; HILL, D. T.; ROCHESTER, E. W.; WOOD, C. W. Evaluation of overland flow treatment for swine lagoon effluent. **TRANS-ASAE**. V. 38, n. 2, p. 397-402, 1995.
- HINRICHS, D. J. *et al.* **Assessment of current information on overland flow treatment of municipal wastewater**. Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency MCD - 66, 81 p., 1980.
- LOEHR, R. C. **Pollution control for agriculture**. Second Edition. New York: Academic Press, 467 p., 1984.
- MANSON, R. J.; MERRITT, C. Land Application of liquid Municipal Wastewater Sludges. **Journal of water Pollution Control Federation**. New York: v. 47, n. 1, p. 20-29, 1975.
- METCALF & EDDY, INC. Land treatment systems. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3^a ed., Boston: Mc Graw-Hill, p. 927-1016, 1991.
- NUCCI, N. L. R.; Araújo, J. L. B.; Silva, R. J. C. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no Estado de São Paulo** – Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal, São Paulo, 70 p., 1978.
- PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície)**. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 232 p., 1997.
- PARDUE, J. H.; DELAUNE, R. D.; PATRICK, W. H. Removal of PCBs from wastewater in a simulated overland flow treatment system. **Water Research**. WATRAG, v. 22, n. 8, p. 1011-1015, 1988.
- RAIJ, B. V.; QUAGGIO, J. A. Métodos de análise de solo para fins de fertilidade. **Boletim técnico n. 81**. Campinas: R. Vieira, 35p., 1983.
- RAIJ, B. V.; ZULLO, M. A. T. Métodos de análise de solo. **Circular n. 63**. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas (IAC), 17p., 1977.
- REED, S. *et al.* Water reuse for sludge management and wetland habitat. **Water Science Technology**. Elsevier Science, v. 33, n. 10-11, p. 213-219, 1996.

- REILY, J. M.; WOJNAR, H. A. Treating and reusing industrial wastewater: constructed wetland reduces ammonia, solids and metals. **Water environment & technology**. WAETETJ, v. 4, n.11, p. 52-53, 1992.
- SÃO PAULO (ESTADO) Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Capacitação Básica em Irrigação**. São Paulo: DAEE, 1984.
- SAMPAIO, S.P. **Contribution a l'étude du traitement de eaux residuaires urbaines par infiltration – percolation sur massif sableux**. These doutorat. Paris: L'Université Paris, XII, 1994.
- SMITH, R. G. The overland flow process – a viable alternative for the removal of organic from wastewater: a predictive model. **Environmental progress**. V. 1, n. 3, p. 195-205, 1982.
- TEDALDI, D. J. & LOEHR, R. C. Performance of an overland flow system treating food-processing wastewater. **Research journal of the water pollution control federation**. V. 63, n. 3, p. 266-275, 1991.
- TERADA, M.; ZUCCOLO, A. C. F.; PAGANINI, W. S. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. **Revista DAE**. V. 45, n. 142, p. 249-254, 1985.
- VAISMAN, I. *et al.* Reducing ground water pollution from municipal wastewater irrigation of rhodes grass: grown and sand dunes. **Journal of environmental quality**. Madison: v. 10, n. 4. p. 434-439, 1981.
- VIEIRA, D. B. **Engenharia de irrigação**. 1^a ed. Limeira: Faculdade de Engenharia de Limeira, Unicamp, 433p., 1983.
- VIEIRA, D. B. **As técnicas de irrigação**. 2^o ed. Editora Globo, 263 p., 1995.
- VON SPERLING, M. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. **International symposium on technology transfer: achieving high performance at low cost in environmental and sanitation control systems**. Salvador: p. 18-19, 1995.
- WISEMAN, J. T.; ZIBILSKA, L. M. Effects of sludge application sequence on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Journal of environmental quality**. Madison: v. 17, n. 2, p. 334-339, 1988.

YÜKSELEN, M. A. Applicability of UASB sludge to agricultural lands. **Water Science Technology**. Elsevier Science, v. 37, n. 81996, p. 153-159, 1996.