

FELIPE NIERO COSTA

**USO DE SISTEMAS CONSTRUÍDOS DE ÁREAS
ALAGADAS (CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM –
CWS) TIPO ASCENDENTE/DESCENDENTE, PARA
TRATAMENTO DE EFLUENTES AVÍCOLAS**

“Projeto de Pesquisa apresentado à Comissão do Trabalho de Formatura do Curso de Graduação de Engenharia Ambiental, Instituto de Geociências e Ciências Exatas – Unesp, Campus de Rio Claro, como parte das exigências para o cumprimento da disciplina Trabalho de Formatura no ano letivo de 2010”

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sâmia Maria Tauk-Tornisielo
Co-orientador: Eduardo Beraldo de Moraes

**Rio Claro – SP
2010**

USO DE SISTEMAS CONSTRUÍDOS DE ÁREAS ALAGADAS
(CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM – CWS) TIPO
ASCENDENTE/DESCENDENTE, PARA TRATAMENTO DE
EFLUENTES AVÍCOLAS

FELIPE NIERO COSTA

Orientadora: SÂMIA MARIA TAUKE-TORNISIELO

Co-Orientador: EDUARDO BERALDO DE MORAIS

“Projeto de Pesquisa apresentado à Comissão do Trabalho de Formatura do Curso de Graduação de Engenharia Ambiental, Instituto de Geociências e Ciências Exatas – Unesp, Campus de Rio Claro, como parte das exigências para o cumprimento da disciplina Trabalho de Formatura no ano letivo de 2010”

Rio Claro - SP

2010

USO DE SISTEMAS CONSTRUÍDOS DE ÁREAS ALAGADAS
(CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM – CWS) TIPO
ASCENDENTE/DESCENDENTE, PARA TRATAMENTO DE
EFLUENTES AVÍCOLAS

FELIPE NIERO COSTA

Orientadora: SÂMIA MARIA TAUKE-TORNISIELO

Co-Orientador: EDUARDO BERALDO DE MORAIS

Banca Examinadora

Sâmia Maria Tauke-Tornisielo

Gina Maria de Palma Silva

Roberto Naves Domingos

Felipe Niero Costa

Sâmia Maria Tauke-Tornisielo

Rio Claro - SP

2010

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais Carlos e Sônia, que deram todo o suporte e compreensão necessários para a realização desse trabalho, e aos meus grandes amigos Felipe, Luiz Augusto, Marcos e Vinicius, que SEMPRE estenderam a mão quando precisei de ajuda, e que são grandes responsáveis pela conclusão do mesmo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por iluminar meus passos, minha consciência e zelar pela minha saúde, ajudando-me a trilhar o caminho que escolhi.

A minha orientadora, Profa. Dra. Sâmia Maria Tauk-Tornisielo pelos ensinamentos proporcionados, orientação, opiniões cedidas, auxílio financeiro, atenção e confiança em meu trabalho, e por esta grande oportunidade.

Ao Eduardo Beraldo de Moraes pela co-orientação, idéia do trabalho, opiniões, revisão, auxílio com a análise estatística e interpretação dos resultados.

Ao Alex Fernando de Almeida pela ajuda na literatura, interpretação dos resultados, pelas sugestões e incentivo.

Ao CEA/UNESP pelo espaço cedido e auxílio financeiro.

A FAPESP pela concessão da Bolsa de Iniciação Científica.

A FRICOCK Frigorificação Avicultura Indústria e Comércio Ltda pela colaboração no fornecimento do efluente.

Aos meus pais pela compreensão durante minha ausência em casa, e pelo apoio que me serviram de estímulo para concluir o trabalho.

Mesmo sob protesto deste, ao Marcos Perdiza, um precioso amigo e um grande “pai” que fiz, o verdadeiro parceiro do trabalho, pela ajuda em toda a montagem e manutenção do experimento, nas coletas, compra de materiais e nos inúmeros ensinamentos que me foram passados.

Ao Felipe Mangilli Lara, Luiz Augusto Zaffalon e Vinicius Mori Válido, meus grandes amigos para todas as horas, pela ajuda na montagem e manutenção do experimento, coleta dos aguapés e auxílio nas análises laboratoriais e dos resultados.

A Eleni Nadai Malagutti, Francisca de Assis Mattioli Gonçalves e Amanda Lodovico pela paciência, dedicação, ensinamentos laboratoriais, ajuda nas análises e companheirismo.

A Sara Cristina Galvão pelas inúmeras ajudas prestadas.

Ao Marcel Rodrigo Ferro (Pica-Pau) pelas opiniões, empréstimo de materiais e pelos serviços de marcenaria.

A minha namorada Carol, pelo carinho e compreensão, apoio, ajuda na construção das tabelas e diversas caronas.

Ao Prof. Dr. Antonio Carlos Simões Pião pelo auxílio com a análise estatística dos resultados.

Ao Alison Lulu Bitar pelo experimento feito anteriormente, que foi de grande valia como base para a idealização deste trabalho.

Ao João Albano de Faria (Sayid) e Tulio de Siqueira Pereira (Carnaça) pela ajuda na revisão e formatação.

Ao Paulo Eduardo Pinto (Presuntinho) pela ajuda no manuseio do AutoCAD

Ao Jorge Rodrigues de Faria pela ajuda com o transporte de materiais.

A Profa. Dra. Dejanira Franceschi de Angelis, pelas sugestões durante o início do trabalho.

Ao Marcelo, Fernanda, Ana e Laís pela lavagem dos tubos e grandes auxílios no laboratório.

Ao pessoal do CEA que colaborou com o trabalho.

Aos meus amigos da República 51 (Pandero, Carniça, Xaropeta, Sabugo, Toba, Santista, Kelly, Dunga e Peixe Buba) e da República Safari e agregados (Wilson, Parangolé, Japika, Smurf, Golimar, Presuntinho, Palmito, Minhoca, Amnésia, Liso, Escroto André, Kibe, Cebóla, Tavão Prando, Dona Edna e Duda) pela amizade, incentivo e momentos de lazer e descontração.

Aos amigos das Repúblicas Várzea, Tississinguabe, Manicômio, Kraka-a-Toa, Cafofo e Kebrá-Coco.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iv
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO DE LITERATURA	6
4. MATERIAL E MÉTODOS	16
4.1. Locais de realização do experimento	16
4.2. Efluente	16
4.3. Macrorganismos	17
4.4. Materiais para construção de sistemas de áreas alagadas, em protótipos	17
4.5. Vidrarias, reagentes e equipamentos	20
4.6. Coletas do efluente da indústria avícola	20
4.7. Montagem dos protótipos CWS	21
4.8. Coletas das amostras do efluente nos protótipos	36
4.9. Metodologia das análises do efluente antes e após o CWS.....	37
4.10. Apresentação dos resultados	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1. Caracterização inicial do efluente	40
5.2. Análises do solo.....	41
5.3. Médias e eficiências.....	41
5.4. Análise estatística	79
6. CONCLUSÕES	94
7. RECOMENDAÇÕES.....	96
8. REFERÊNCIAS.....	97

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Estufa onde foram realizados os experimentos no Centro de Estudos Ambientais, UNESP, campus de Rio Claro, SP.....	16
Figura 2. Macrófita aquática <i>Eichhornia crassipes</i> utilizada nos protótipos CWSs.....	17
Figura 3. Caixas plásticas de 55 litros e mangueira de jardim, utilizadas na montagem dos CWSs.....	19
Figura 4. Galões de 40 litros, que foram utilizados na coleta do efluente bruto da FRICOCK Frigorificação Avicultura e Comércio Ltda.....	19
Figura 5. Detalhe do reservatório tipo descendente contendo efluente, solo filtrante e macrófitas.	22
Figura 6. Detalhe da montagem do sistema de sifão nos CWSs do tipo ascendente/descendente...	22
Figura 7. Detalhe do sistema de sifão que direcionava a água a passar pelo CWS do tipo ascendente/descendente.....	23
Figura 8. Detalhe do CWS contendo distribuição do efluente na forma de “U”, tipo ascendente...	23
Figura 9. Detalhe da 1ª camada formada por 3 cm de caco de telha – CWS tipo descendente.....	24
Figura 10. Detalhe da 1ª camada constituída por 3 cm de caco de telha – CWS tipo ascendente...	25
Figura 11. Detalhe dos CWSs tipo ascendente/descendente, com a 2ª camada de 4,5 cm de seixo rolado (12,8 a 25 cm).....	25
Figura 12. Detalhe da 3ª camada composta da mistura de 6,0 cm de solo e seixo rolado (3,2 a 8,6 mm) no CWS tipo ascendente/descendente.....	26
Figura 13. Detalhe da 4ª camada constituída por 3 cm de granilha (5,2 a 13,6 mm) no CWS tipo ascendente/descendente.....	26
Figura 14. Detalhe das 4 camadas que compõem os CWSs.....	27
Figura 15. Altura das caixas de água elevada com o uso de uma mesa, para facilitar a realimentação dos CWSs em estudo.....	28
Figura 16. Detalhe do gotejador usado nos protótipos tipo descendente, localizado próximo da extremidade da mangueira.....	28
Figura 17. Detalhe do gotejador usado nos CWSs tipo ascendente, localizado na extremidade da torneira.....	29
Figura 18. Detalhe da alimentação/armazenamento do efluente nos CWSs.....	30
Figura 19. Mangueiras encapadas evitam a aparição de algas e seu entupimento.....	31
Figura 20. Acondicionamento do efluente tratado em galões de 200 L.....	31
Figura 21. Vista frontal do CWS, mostrando a saída do efluente avícola e sua distribuição para os 12 reservatórios de tratamento.....	32
Figura 22. Vista aérea da distribuição do efluente avícola nos 12 reservatórios de tratamento.....	32
Figura 23. Planta dos CWSs.....	33
Figura 24. Vista frontal dos CWSs.....	34
Figura 25. Vista lateral dos CWSs.....	35
Figura 26. Aspectos das coletas do efluente nos protótipos descendentes, com destaque para as garrafas de polietileno usadas para as coletas.....	36
Figura 27. Aspectos das coletas do efluente nos protótipos ascendentes, com destaque para as garrafas de polietileno usadas para as coletas.....	37
Figura 28. Médias dos valores de temperatura (°C) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	42
Figura 29. Médias dos valores de pH dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	43

	Página
Figura 30. Médias dos valores de sólidos totais dissolvidos (STD – mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	45
Figura 31. Eficiências (%) obtidas para sólidos totais dissolvidos (STD) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	45
Figura 32. Médias dos valores de condutividade (μS.cm ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	46
Figura 33. Eficiências (%) obtidas para condutividade dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	47
Figura 34. Médias dos valores de salinidade (%) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	48
Figura 35. Eficiências (%) obtidas para salinidade dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	48
Figura 36. Médias dos valores de turbidez (UNT) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	49
Figura 37. Eficiências (%) obtidas para turbidez dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	50
Figura 38. Médias dos valores de amônia (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	51
Figura 39. Eficiências (%) obtidas para amônia dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	52
Figura 40. Médias dos valores de nitrito (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	53
Figura 41. Eficiências (%) obtidas para nitrito dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	54
Figura 42. Médias dos valores de nitrato (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	55
Figura 43. Eficiências (%) obtidas para nitrato dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	55
Figura 44. Médias dos valores de nitrogênio total (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	57
Figura 45. Eficiências (%) obtidas para nitrogênio total dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	57
Figura 46. Médias dos valores de fósforo total (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	58
Figura 47. Eficiências (%) obtidas para fósforo total dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	59
Figura 48. Médias dos valores de sólidos suspensos totais (SST – mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	60
Figura 49. Eficiências (%) obtidas para sólidos suspensos totais (SST) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	61
Figura 50. Médias dos valores de demanda química de oxigênio (DQO - mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	62
Figura 51. Eficiências (%) obtidas demanda química de oxigênio (DQO) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	62
Figura 52. Médias dos valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅ - mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	63
Figura 53. Eficiências (%) obtidas demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	64

	Página
Figura 54. Médias dos valores de coliformes totais (NMP.100 mL ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	65
Figura 55. Eficiências (%) obtidas para coliformes totais dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	65
Figura 56. Médias dos valores de <i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	66
Figura 57. Eficiências (%) obtidas para <i>Escherichia coli</i> dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	66
Figura 58. Médias dos valores de sulfeto (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	67
Figura 59. Eficiências (%) obtidas para sulfeto dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	68
Figura 60. Médias dos valores de sulfato (mg.L ⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	69
Figura 61. Eficiências (%) obtidas para sulfato dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento.....	69
Figura 62. Detalhe de um reservatório contendo o solo filtrante e a macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> , após 30 dias de experimento.	71
Figura 63. Detalhe de um reservatório contendo o solo filtrante e a macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> , após 50 dias de experimento.	72
Figura 64. Detalhe de um reservatório contendo o solo filtrante e a macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> , após 77 dias de experimento.	72
Figura 65. “Tufos” de algas e associações com microrganismos, que apareciam periodicamente nos protótipos.	73
Figura 66. Lodo de coloração esverdeada, que surgia frequentemente devido à falta de oxigenação nas caixas.	73
Figura 67. Os aguapés cresciam excessivamente, devido à grande concentração de nutrientes no efluente avícola.	74

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Metodologia, equipamentos e referências utilizados para as análises físicas, químicas, físico-químicas e biológicas da água.	38
Tabela 2. Valores dos parâmetros resultantes da caracterização inicial do efluente da FRICOCK, efetuada em setembro/09.	40
Tabela 3. Resultados umidade do solo que foi usado nos CWSs.	41
Tabela 4. Valores dos parâmetros estudados durante a 1ª coleta realizada no dia 09/08/2010, no T ₀ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	75
Tabela 5. Valores dos parâmetros estudados durante a 2ª coleta realizada no dia 11/08/2010, no T ₂ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	76
Tabela 6. Valores dos parâmetros estudados durante a 3ª coleta realizada no dia 16/08/2010, no T ₇ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	77
Tabela 7. Valores dos parâmetros estudados durante a 4ª coleta realizada no dia 30/08/2010, no T ₂₁ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	78
Tabela 8. Valores dos parâmetros estudados durante a 5ª coleta realizada no dia 13/09/2010, no T ₃₅ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	79
Tabela 9. Valores dos parâmetros estudados durante a 6ª coleta realizada no dia 04/10/2010, no T ₅₆ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	80
Tabela 10. Valores dos parâmetros estudados durante a 7ª coleta realizada no dia 25/10/2010, no T ₇₇ dias após o início do tratamento do efluente avícola.	81
Tabela 11. Análise de variância para a variável temperatura (°C) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	82
Tabela 12. Análise de variância para a variável pH (-log H ⁺) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	83
Tabela 13. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável pH (-log H ⁺)	83
Tabela 14. Análise de variância para a variável sólidos totais dissolvidos – STD (mg.L ⁻¹) no nos CWSs , considerando como fator o tratamento (5).	83
Tabela 15. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável sólidos totais dissolvidos – STD (mg.L ⁻¹).	84
Tabela 16. Análise de variância para a variável condutividade (µS.cm ⁻¹) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	84
Tabela 17. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável condutividade (µS.cm ⁻¹).	84
Tabela 18. Análise de variância para a variável salinidade (%)nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	85
Tabela 19. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável salinidade (‰).....	85
Tabela 20. Análise de variância para a variável turbidez (UNT) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	86
Tabela 21. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável turbidez (UNT).	86
Tabela 22. Análise de variância para a variável amônia (mg.L ⁻¹) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5).	86
Tabela 23. Análise de variância para a variável nitrito (mg.L ⁻¹) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5).	87
Tabela 24. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável nitrito (mg.L ⁻¹).....	87

Página

Tabela 25. Análise de variância para a variável nitrato (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5).	88
Tabela 26. Análise de variância para a variável nitrogênio total (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5).....	88
Tabela 27. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável nitrogênio total (mg.L^{-1}).....	88
Tabela 28. Análise de variância para a variável fósforo total (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5).	88
Tabela 29. Análise de variância para a variável material em suspensão - SST (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5).	89
Tabela 30. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável material em suspensão - SST (mg.L^{-1}).	89
Tabela 31. Análise de variância para a variável demanda química de oxigênio - DQO (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	90
Tabela 32. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável demanda química de oxigênio – DQO (mg.L^{-1}).	90
Tabela 33. Análise de variância para a variável demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	90
Tabela 34. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg.L^{-1}).	91
Tabela 35. Análise de variância para a variável coliformes totais (NMP.100 mL^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	91
Tabela 36. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável coliformes totais (NMP.100 mL^{-1}).	91
Tabela 37. Análise de variância para a variável <i>Escherichia coli</i> (NMP.100mL^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	92
Tabela 38. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável <i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL^{-1}).	92
Tabela 39. Análise de variância para a variável sulfeto (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	92
Tabela 40. Análise de variância para a variável sulfato (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5).	93
Tabela 41. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável sulfato (mg.L^{-1}).	93

USO DE SISTEMAS CONSTRUÍDOS DE ÁREAS ALAGADAS (CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM – CWS) TIPO ASCENDENTE/DESCENDENTE, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES AVÍCOLAS

RESUMO

O desenvolvimento humano e o crescimento populacional durante o século XX fez com que a demanda de água aumentasse e muito, triplicando seu consumo entre 1950 e 1990. Com a poluição dos corpos hídricos, a água, fonte de sais minerais e reguladora de funções vitais, assume o papel de veículo de transmissão e disseminação de doenças. Provavelmente, as indústrias são uma das principais responsáveis por esta poluição quando lançam efluentes sem tratamento adequado aos corpos de águas, saturando a deficitária rede de saneamento básico e poluindo águas e solos. A conciliação de um tratamento eficiente e de baixo custo vem sendo estabelecida intensamente na Europa e Estados Unidos, por meio de sistemas construídos de áreas alagadas “Constructed Wetland Systems - CWSs”, utilizados gradativamente em outros países nas três últimas décadas. Ultimamente, se verifica um contínuo crescimento na atividade avícola brasileira, sendo que a avicultura de corte foi a que apresentou maior dinamismo no país, acompanhando o mercado mundial. Ponderando essas informações e a eficiência deste tipo de tratamento, este trabalho objetivou estudar protótipos, em escala laboratorial, simulando CWSs dos tipos ascendente e descendente, vegetados com macrófita aquática *Eichhornia crassipes* e uso de agregados e de solo, para tratamento de efluente industrial de matadouros e frigoríficos avícolas. Efetuou-se a caracterização inicial do efluente para se ter idéia de seus constituintes, bem como para dimensionar o sistema e o fluxo contínuo. Além disso, foi executada a caracterização do solo a ser usado no sistema. As coletas se deram periodicamente na indústria FRICOCK Frigorificação Avicultura Indústria e Comércio Ltda para simulação do tratamento no próprio local. O efluente desta foi tratado com 12 protótipos de CWSs e analisado com certa frequência. Os resultados obtidos nessas análises foram comparados com o efluente bruto provindo da indústria, alcançando remoções significativas. As maiores eficiências ocorreram nos seguintes parâmetros: condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos (STD) 50%, sólidos suspensos totais (SST) 92%, turbidez 99%, nitrito 59%, nitrato 93%, amônia 81%, sulfeto 98%, sulfato 79%, demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) 93%, fósforo total 84% e nitrogênio total 83%, além de coliformes totais e *Escherichia coli* 99,9%. O sistema de tratamento que mostrou ser mais eficiente foi aquele de fluxo

ascendente, contendo solo filtrante combinado com as macrófitas aquáticas, pois apresentou as maiores reduções em grande parte dos parâmetros analisados. Enquadrando-se no Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A, que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos, pode-se propor uma tendência que os CWSs são eficientes para o tratamento de efluentes industriais, se operado com a manutenção adequada.

Palavras-chaves: efluente de frigorífico avícola; tratamento de efluentes; sistemas construídos de áreas alagadas; eficiência; carga orgânica; nutrientes; coliformes.

USE OF ASCENDING AND DESCENDING TYPE OF CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM (CWS) FOR POULTRY WASTEWATER TREATMENT

ABSTRACT

Human development and population growth during the twentieth century increased the water demand, tripling its consumption between 1950 and 1990. As the water streams were polluted; and as water is the source of minerals and also regulates vital functions, it becomes the vehicle of transmission and consequently spreads many diseases. Probably, the industries are the major responsible for this pollution when they dump untreated effluents to water streams, saturating the already insufficient net of sanitation facilities polluting water and soil. An effective treatment has been established with low cost in Europe and the United States, through constructed systems on wetlands "Constructed Wetland Systems - CWSs, gradually used in other countries in the last three decades. Lately, we observe a continuous growth in Brazilian poultry business, and poultry industry showed greatest dynamism in the country, following the global market. Pondering this information and the efficiency of such treatment, this work aimed to study prototypes, in a laboratory scale, simulating ascending and descending types of CWSs, vegetated with aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes* and the uses of aggregates and soil, to treat industrial wastewater from slaughterhouses and aviary. We conducted the initial characterization of the effluent to have an idea of its constituents and to scale the system and the continuous flow. Furthermore, we characterized the soil to be used in this system. The collects are periodically made in the refrigeration industry FRICOCK FRIGORIFICAÇÃO AVICULTURA INDÚSTRIA E COMÉRCIO LTDA. for local treatment simulation. The effluent that was treated with 12 prototypes of CWSs are analyzed with some frequency. The results of these reviews were compared to the effluent coming from the industry, attaining significant removals. The highest efficiencies occurred in the following parameters: conductivity, salinity and total dissolved solids (TDS) 50%, total suspended solids (TSS) 92%, 99% turbidity, 59% nitrite, nitrate 93%, 81% ammonia, sulfide 98% sulfate 79%, chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD) 93%, 84% total phosphorus and total nitrogen 83%, and total coliforms and 99.9% *Escherichia coli*. The treatment system that proved to be the most effective was the ascendant flow containing soil filter combined with the aquatic macrophytes, it showed the greatest reductions in almost all parameters. Fitting into the 8468/76 State Decree - Law 997 - Article 19 A, which sets the limits for effluent discharge into sewer systems, we can propose a trend that CWSs are an efficient system for the treatment of industrial effluents if operated with proper maintenance.

Keywords: effluent slaughterhouse poultry; effluent treatment; constructed wetlands systems; efficiency; organic load; nutrients; coliforms.

1. INTRODUÇÃO

Muitas das propriedades da vida são elucidadas a partir da compreensão das características físicas e químicas das águas (CONEGLIAN, 2001). Esse recurso natural é imprescindível ao equilíbrio ecológico e ao desenvolvimento da sociedade, estando intrinsecamente ligado à evolução da espécie humana. Dada tamanha importância, seria um absurdo não tratar este bem com a devida responsabilidade, mas é exatamente isto que ocorre.

A água disponível para consumo humano representa uma pequena parcela da grande porção existente na Terra – somente 1% é água doce, armazenada em rios, lagos e lençóis subterrâneos (REBOUÇAS et al., 1999), um percentual ínfimo considerando-se a quantidade total de água que ainda se encontra no planeta.

A abundância de água que caracteriza o Brasil, em relação a outros países, é um dos fatores que frequentemente leva a sociedade a ignorar seu valor econômico. Hoje a água é objeto de cobiça que se acirra, na mesma proporção em que se aumenta a escassez e os interesses conflitantes sobre os usos possíveis. A água nos oferece um grande paradoxo: limpa e racionalmente usada é sinônimo de vida e prosperidade; suja e mal utilizada é veículo de destruição e morte (ELIAS, 2003). O homem utiliza esse recurso hídrico indiscriminadamente, sem qualquer parâmetro de controle, acarretando desperdício e diversas formas de poluição.

Nas últimas décadas, com o aumento das áreas urbanas e o desenvolvimento industrial, os mananciais hídricos tomaram-se o transporte natural de esgoto doméstico e rejeitos industriais solúveis, poluindo cada vez mais os rios, que são importantes fontes de captação de água para a população, e que acabam sendo veículos para a transmissão e disseminação de doenças. É indispensável melhorar os sistemas de tratamento das águas residuais; não para produzir água estéril, mas para torná-la livre de patógenos e de substâncias prejudiciais à vida aquática e a toda humanidade. Esse quadro geral da situação atual persiste devido às políticas prejudiciais aos múltiplos usos da água e degradado pelos altos índices de cargas poluidoras de diversas origens.

Também são motivos pelos quais a qualidade das águas não apresenta expressiva melhoria a carência de projetos de educação ambiental abrangentes, que conscientizem e desperte o inconformismo na grande massa da população, a ausência de ampliação de saneamento, a falta de normas rígidas e da fiscalização eficiente quanto às fontes poluidoras e melhor aproveitamento do promissor material humano presente nas universidades e órgãos de pesquisa (BORGES, 2001)

Os poluentes, de maneira geral, são frequentemente originários de esgotos domésticos,

despejos industriais, escoamento superficial urbano ou escoamento superficial agrícola, tais quais com suas características próprias. Os esgotos domésticos possuem compostos biodegradáveis, nutrientes e bactérias, entre outros. Os despejos industriais, além desses compostos, apresentam uma ampla variabilidade de suas características qualitativas, o que dificulta uma generalização dos valores mais comuns (VON SPERLING, 2005).

O escoamento superficial urbano contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo, os quais são arrastados para os cursos de águas superficiais pelo regime pluvial. O escoamento superficial agrícola depende das práticas utilizadas em cada região, da época do ano em que se realiza a preparação do terreno para o plantio, da aplicação de incrementos agrícolas e da colheita (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB, 1998).

Os efluentes gerados pelas atividades humanas, de maneira geral, causam diversos problemas, tanto para os corpos aquáticos nos quais são despejados, quanto para o próprio homem, dependente direto dos benefícios concebidos pelas águas do referido local. A qualidade da água pode ser representada por diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas, atendendo a rigorosos padrões, que dependem do uso ao qual este bem se destina.

Os processos industriais, apesar de ocuparem a segunda posição no consumo total de água (22%) são um dos principais responsáveis pela poluição das águas, quando lançam efluentes sem tratamento adequado nos recursos hídricos (MEES, 2006), saturando a deficitária rede de saneamento básico e envenenando águas e solos. O tratamento das águas residuárias industriais é muito mais complexo e difícil do que o tratamento de esgoto doméstico. Regulamentos federais, estaduais e municipais cada vez mais rigorosos proíbem ou limitam a poluição de lagos e rios.

As características dos efluentes industriais são inerentes à composição das matérias primas, das águas de abastecimento e do processo industrial (GIORDANO, 2003). Em função da diversidade industrial, de seu tamanho e natureza, os efluentes gerados possuem maior ou menor concentração de matéria orgânica, material tóxico, metais pesados e outros. Muitos efluentes industriais também contêm misturas de hidrocarbonetos que são atualmente tratados com técnicas, que em sua maioria, são incapazes de eliminar completamente estes compostos (SCHOLZ e FUCHS, 2000).

Algumas indústrias ainda lançam seus efluentes nos rios, estuários ou no solo, ou então são descarregados na rede de esgoto, quando permitidos, e em geral são precedidos de um pré-tratamento no seu interior (COSTA, 2004). A busca de novas tecnologias aplicáveis ao tratamento de efluentes hídricos tem se tornado assunto de grande interesse industrial, pois os

órgãos de controle ambiental tornam-se mais atuantes à medida que a sociedade exige mais qualidade de vida.

Surge então a necessidade de sistemas alternativos que possam minimizar os efeitos da industrialização e desenvolvimento desenfreado da humanidade, solucionando problemas do homem contemporâneo. Os sistemas construídos de áreas alagadas (CWSs) vêm sendo cada vez mais pesquisados e utilizados por possuírem tecnologia simples e de fácil operação, servindo-se de princípios básicos de remoção de poluentes, um alto grau de controle de suas atividades, além de um caráter ecologicamente correto e economicamente viável, no tratamento das águas em geral (CHAGAS, 2008).

Colletti (2008) definiu os CWS como um sistema natural baseado na associação entre macrófitas, microrganismos como fungos, bactérias e algas, interagindo dinamicamente entre si e com os elementos físico-químicos presentes no solo. Do ponto de vista de remoção de nutrientes, Kadlec e Knight (1996) relataram que estes sistemas apresentam capacidade de remoção de poluentes, tais como: demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. Além disso, essa retirada de poluentes pode ser afetada por diversas circunstâncias, dentre elas o tipo de solo, substrato (matriz suporte) empregado, meteorologia, hidrologia, hidrodinâmica, flora e fauna e a operação e manejo do sistema.

A utilização de CWSs com resultados positivos tem estimulado a aplicação dos mesmos, porém, muitas etapas dos processos que ocorrem dentro destes sistemas ainda são desconhecidas. Acrescenta-se que esses sistemas devem contemplar fatores intrínsecos às áreas onde serão estabelecidos.

Dentre os resíduos a serem trabalhados junto aos CWS, encontra-se aquele proveniente da indústria frigorífica constituído basicamente de conteúdo orgânico, tanto em solução com altas quantidades de gorduras e proteínas, como na forma de sólidos em suspensão, resultando em elevados teores de demanda química de oxigênio (DQO) (RINZEMA et al., 1994 apud RIGO, 2004).

A fração de lipídeos é caracterizada por óleos, graxas, gorduras e ácidos graxos livres e, juntamente com proteínas e carboidratos, compõem os principais compostos orgânicos de águas residuárias de diversas indústrias de alimentos (RAUNKJAER et al, 1994 apud MENDES et al, 2006). Os lipídeos causam grandes prejuízos ao ambiente e promovem a mortandade da vida aquática com a formação de filmes de óleo na superfície dos rios e lagos, impedindo a difusão do ar para esse meio. Os valores de concentração de lipídeos nos efluentes de matadouros e avícolas ultrapassam os 500 mg.L^{-1} , valor este muito maior que para resíduos domésticos. (MENDES et al, 2006).

São os aspectos citados anteriormente quanto à eficiência do CWS e quanto aos motivos que levam ao tratamento dos lipídeos, que estimularam a investigação sobre o uso de uma técnica que contemple a associação destas duas metodologias para tratamento do efluente da indústria frigorífica avícola, localizada no município de Rio Claro, SP. No entanto, nesta primeira fase estão sendo estudados os fatores ambientais do processo que ocorrem no tratamento do efluente de frigorífico avícola através de CWS.

2. OBJETIVOS

Neste projeto foram desenvolvidas atividades que visam o tratamento do efluente industrial avícola por meio de sistemas construídos de áreas alagadas (CWSs) em escala laboratorial. Objetiva-se comparar o efluente obtido deste tratamento com os limites de diferentes variáveis deferidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) e o Decreto Estadual de nº 8468/76 (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976). Propuseram-se atingir os objetivos a seguir:

- ❖ Estabelecer e comparar a eficiência do CWS em escala laboratorial com protótipos, vegetados com aguapé (*Eichhornia crassipes*) em fluxos ascendente e descendente.
- ❖ Realizar análises de variáveis que caracterizam a qualidade do efluente industrial e dos protótipos de CWS.
- ❖ Relacionar a qualidade da água tratada com a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) e o Decreto Estadual de nº 8468/76 (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976).
- ❖ Propor alternativas para tratamentos de efluentes industriais.
- ❖ Analisar os resultados obtidos de outros experimentos que foram e têm sido obtidos nas mesmas unidades de estudos, quanto à qualidade das águas e à eficiência do tratamento de efluentes.
- ❖ Esta pesquisa também visa à formação de jovem pesquisador através da iniciação científica, transferindo informações para o aprendizado de técnicas de acompanhamento de análises físicas, químicas e biológicas de águas e também aquelas que possam auxiliar no tratamento de águas residuárias.

3. REVISÃO DA LITERATURA

Os corpos hídricos, tais como rios, córregos, lagos e represas são os mais afetados pelos despejos de resíduos. Cada rio ou lago possui, até certo ponto, uma capacidade natural de recepção de poluentes. Esse restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após alterações induzidas pelas descargas de efluentes, é a autodepuração. Seria uma espécie de neutralização da matéria poluidora, através de processos de diluição, sedimentação e estabilização química. Gradativamente, nos cursos de água poluídos ocorre uma transformação dos componentes orgânicos em sais minerais e gás carbônico, recuperando lentamente a limpidez das águas naturais (RIBEIRO, 2001).

A autodepuração é um fenômeno lento, correlativo à quantidade e à concentração de matéria orgânica lançada no ecossistema aquático, ao seu volume e vazão, e à sua capacidade de reaeração. Desse modo, o tratamento do efluente descarregado no leito dos rios e lagos se faz inevitável. Estratégias de saneamento são utilizadas, porém não são tão viáveis nos países de terceiro mundo ou naqueles em desenvolvimento, principalmente, pelos altos custos dos projetos e implantação (BORGES, 2001).

Os efluentes gerados pelas atividades humanas, de maneira geral, causam diversos problemas, tanto para os corpos aquáticos nos quais são despejados, quanto para o próprio homem, dependente direto dos benefícios concebidos pelas águas do referido local. A qualidade da água pode ser representada por diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas, atendendo a rigorosos padrões, que dependem do uso ao qual este bem se destina. Os efluentes industriais merecem ser salientados, por apresentarem composição variada, dependente do tipo de matéria-prima utilizada, dos processos operacionais e de seu tratamento final (MORAIS, 2001).

A atividade agroindustrial é um importante segmento da atividade econômica mundial, que vem crescendo ao longo dos anos. Em países como o Brasil, as condições climáticas aliadas à extensa área de plantio e aos vultuosos investimentos no ramo o colocam como um dos grandes exportadores de produtos dessa procedência. Os principais componentes orgânicos presentes nas águas residuárias agroindustriais são compostos de proteínas, carboidratos, óleos e gorduras, além de uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade, os quais variam essencialmente com o tipo de indústria e o processo industrial utilizado (VON SPERLING, 2005).

Os processos industriais são os principais responsáveis pela poluição das águas, quando lançam efluentes sem tratamento nos cursos naturais de águas, produzindo uma série de danos ao meio ambiente e ao homem. Dentre os principais despejos agroindustriais que

precisam de atenção para evitar a poluição das águas, estão o de matadouros e frigoríficos (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

A atividade avícola no Brasil nos últimos 10 anos vem tendo contínuo crescimento, sendo que a avicultura de corte foi a que apresentou maior dinamismo no país, acompanhando o mercado mundial (FILHO, 2004). Com uma taxa de crescimento anual de 9,43% e uma grande política de exportação (1266 mil toneladas em 2001), o Brasil segue como o segundo maior exportador de frango do mundo, atingindo o montante de US\$1,3 bilhão (ABEF, 2002).

Relevando essas informações, ainda há muito espaço para o desenvolvimento da avicultura no Brasil, já que este possui o menor custo de produção do mundo (FERNANDES, 2004). Soma-se a isso a alteração dos padrões alimentares – a busca de uma alimentação mais saudável, a troca de carne vermelha por carnes brancas – o consumo de carne de frango está em ascensão, aumentando assim a demanda por essa fonte de proteína.

A avicultura, como qualquer outra atividade, gera impactos ambientais, que comumente não causam a preocupação dos estabelecimentos envolvidos. A contaminação ambiental por disposição indevida de resíduos pode até mesmo comprometer gravemente um ecossistema. Todas as etapas do processo industrial contribuem de alguma maneira para a carga de resíduos potencialmente impactantes para o meio ambiente. Os resíduos são sangue, entranhas e vísceras, penas, pedaços de carne e tecidos gordurosos, perdas de processo, detergentes ativos e cáusticos (usados nas operações de lavagem e sanitização), dentre outros (VILAS BOAS et al., 2001).

De acordo com Braile e Cavalcanti (1993), os despejos de matadouros e frigoríficos têm grande carga de sólidos em suspensão, nitrogênio orgânico, material flotável, graxas e sólidos sedimentáveis que variam em função do grau de reaproveitamento e cuidados de operação. Além disso, estes despejos apresentam temperaturas elevadas, contêm sangue, tecidos diversos e gorduras, sendo altamente putrescíveis, entrando em decomposição imediatamente após sua formação, e liberando odores tão desagradáveis quanto seu aspecto. Suas características são extremamente variáveis (NAIME e GARCIA, 2005).

Segundo Vilas Boas et al. (2001), quanto à reutilização, o sangue merece cuidado especial pela elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 165000 mg.L⁻¹, devendo ser coletado e beneficiado.

Os nutrientes presentes no ambiente, principalmente o nitrogênio e fósforo em suas formas orgânicas, são essenciais para o desenvolvimento de microrganismos, plantas e animais. Em excesso, porém, podem acarretar sérios problemas, como a eutrofização de lagos, represas e corpos receptores (NOGUEIRA, 2003).

Ao receber uma descarga de resíduos, os organismos aquáticos iniciam o processo de autodepuração e transformam o material biodegradável em nutrientes, promovendo frequentemente a eutrofização dos ambientes aquáticos (NEVES et al., 2002). Em consequência disso, de acordo com Negrisoli et al. (2006), os vegetais aquáticos, desde algas até macrófitas, podem se tornar um problema, em razão do crescimento rápido e desordenado, decorrente do desequilíbrio do ambiente. O excesso de nutrientes tem se tornado preocupante, devido à utilização de grande variedade de elementos. A baixa densidade e diversidade de inimigos naturais é outra causa do excessivo crescimento das plantas aquáticas (ESTEVES, 1998).

A gordura, componente complexo do efluente gerado nos frigoríficos avícolas, tem baixa biodegradabilidade e causa flotação da biomassa, toxicidade a microrganismos acetogênicos e metanogênicos, formação de espumas pelo acúmulo de ácidos graxos não biodegradados (SALMINEN e RINTALA, 2002) e decréscimo da concentração de trifosfato de adenosina (ATP). Altos níveis de gordura também podem prejudicar o desempenho do processo de tratamento biológico dos resíduos industriais, levando à colmatação de filtros e reatores anaeróbios e aeróbios, além da inibição do metabolismo microbiano (GAVALA et al., 1999 apud MENDES et al., 2006).

Outro parâmetro importante com relação à caracterização e à qualidade dos despejos industriais é o potencial hidrogeniônico, sendo as maiores alterações causadas justamente por efluentes de abatedouros (DERÍSIO, 2000). Os despejos de matadouros e frigoríficos também apresentam alta concentração de sólidos em suspensão, variando conforme o processamento de subprodutos não comestíveis e processamento ou não do sangue. Além da alta carga de matéria orgânica, de nutrientes e de sólidos gerados pelos matadouros e frigoríficos, estes também são caracterizados por serem grandes consumidores de águas, lançando diariamente grandes quantidades de efluentes aos corpos receptores.

Segundo Imhof e Imhof (1998), os despejos de matadouros podem ser tratados pelos mesmos processos empregados para esgoto domésticos. Entre eles está o tratamento biológico, que visa à redução da carga orgânica e de nutrientes inorgânicos. Porém, nem sempre esses processos conseguem remover, a níveis aceitáveis pela legislação vigente, a concentração dos materiais presentes no efluente de matadouros e frigoríficos. Desse modo, é necessária a aplicação de tratamentos avançados e/ou terciários para um polimento final.

Os tratamentos de efluentes de matadouros e frigoríficos incluem processos anaeróbios, sistemas de lagoas aeróbias, lodos ativados, filtros biológicos e discos biológicos rotativos (NAIME e GARCIA, 2005).

Estudos confirmam que tratamentos terciários convencionais são onerosos e uma das alternativas é a utilização de plantas aquáticas e sua microbiota, com o fim de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente.

Nesse contexto, os CWSs tornam-se uma opção viável ao se tratar efluentes; em termos econômicos, pelo seu baixo custo de construção e manutenção. Em termos operacionais, este sistema constitui em um funcionamento simplificado e eficiente; na esfera ecológica, devido a seu apelo “verde” graças ao uso de macrófitas, proporcionam uma ótima estética paisagística, e seu caráter sustentável, por requerer baixíssimo uso de energia elétrica e a ausência de processos químicos intensivos e complexos (NOGUEIRA, 2003).

Sistemas de áreas alagadas naturais e construídas vêm sendo desenvolvidos no Velho Mundo e nos Estados Unidos desde os anos 70 (BORGES, 2005) e constantemente aperfeiçoados desde então. Através de simples processos físicos e biológicos (filtração, sedimentação, adsorção/absorção, biodegradação) que ocorrem nos biofilmes microbianos formados entre a rizosfera e o substrato sólido (TANNER, 1996 apud BITAR, 2006), observou-se seu poder em transformar, reciclar, reter e remover inúmeros materiais poluentes, destacando-se os compostos orgânicos, nutrientes eutrofizantes e contaminação fecal de esgotos e águas superficiais (HAMMER, 1989).

Ainda existem muitas restrições sobre o uso de CWS e, portanto, poucos estudos sobre a eficiência destes sistemas construídos em ambientes localizados em regiões de clima tropical (BITAR, 2006).

O CWS pode ser usado isoladamente ou como combinação com outros tipos de tratamentos da água e de efluentes, trazendo resultados satisfatórios, uma vez que consegue remover com grande eficiência nutrientes, outros poluentes e patógenos presentes na água (SHUTES, 2001). Os CWSs são diferenciados já que seus fatores ambientais são altamente controláveis e geridos pelo operador, simulando situações de descarga dos mais diversos tipos de poluentes. A interação complexa entre plantas, microrganismos, matriz do solo e substâncias presentes na água ainda não foi completamente desvendada, sendo necessário um estudo detalhado sobre a microbiota presente, seu papel ecológico e suas relações com as demais comunidades do sistema.

Segundo Moraes (1999), um dos interesses na aplicação de macrófitas aquáticas está diretamente ligado à capacidade de retenção de nutrientes das mesmas. Esse autor afirmou ainda que a constante oferta de nutrientes resulta também em sua proliferação descontrolada, condições estas encontradas em certos tipos de efluentes.

Segundo Kadlec e Knight (1996), o primeiro de todos os objetivos do sistema de “wetlands” construídos é a melhora da qualidade da água, seguido por objetivos secundários, tais como: produção fotossintética, produção de energia, e também podendo ser utilizados recreacionalmente, comercialmente e para educação humana. Ainda de acordo com os mesmos autores, o bom estado nutricional das plantas em um sistema de “wetlands” construídos

é uma característica determinante para se alcançar melhores performances no tratamento. Diversos fatores podem afetar a população de plantas no sistema, entre eles: insuficiência e inadequação da mistura de solo, profundidade da coluna de água, danos no material vegetal, espaçamento inadequado, métodos e época de plantios inadequados. Além disso, outros aspectos como: a dominância e a manutenção da densidade da espécie desejada e a exclusão das espécies invasoras devem ser considerados no manejo do sistema.

A eficiência de CWS para o tratamento de água é intensificada através da utilização de macrófitas, já que estas plantas promovem o ciclo equilibrado aeróbio/anaeróbio do solo, o que possibilita a existência de todas as bactérias (aeróbias, anaeróbias e facultativas), fundamentais para o processo de remoção de nutrientes da água (SHUTES, 2001). A utilização de CWS evidencia-se pela sua capacidade de remoção da carga poluidora, não só reduzindo o aquecimento global da Terra, mas também fixando o carbono do ambiente e mantendo o equilíbrio de CO₂, além de conservar a biodiversidade (KOGA, 2008). A propriedade de se adaptar a diversas circunstâncias permite aos CWS tratar com êxito efluentes agrícolas, industriais e domésticos (SCHULZ et al., 2003).

A razão DQO/DBO indica a fração biodegradável do efluente, sendo possível tecer conclusões tomando como referência seu valor. Para esgotos industriais, ela varia amplamente; quanto maior a relação, maior será a fração inerte (não biodegradável) do material, indicando um possível tratamento físico-químico, enquanto uma relação DQO/DBO baixa mostra que a fração biodegradável é elevada, onde um tratamento biológico seria mais adequado (VON SPERLING, 2005). Baseando-se nesse autor, pode-se sugerir que no caso do efluente avícola, essa razão é baixa, evidenciando a conveniência de um intenso tratamento biológico, como os CWSs.

Um complexo enzimático contendo hidrolases, como proteases, amilases, celulasas e lipases, produzidas por *Bacillus subtilis*, foi testado em efluentes ricos em lipídeos por Cail et al (1986). O pré-tratamento enzimático reduziu os teores de lipídeos e sólidos de 47 para 70% e de 34 para 70%, respectivamente, e aumentou a remoção de DQO de 59% no controle para 78% no reator anaeróbio.

Karpiscak et al. (1994) investigaram o uso do aguapé no tratamento municipal de águas residuárias no Arizona, constatando que esta planta foi eficiente na diminuição da DBO₅ e dos sólidos totais dissolvidos, em 64,0% e 84,0% respectivamente. Aoi e Hayashi (1996) constataram que o crescimento de algumas macrófitas aquáticas flutuantes tais como *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* é diretamente influenciado pela radiação solar, sendo que a primeira necessita de maior radiação do que a segunda para crescimento e sobrevivência. Outros estudos aplicando CWS foram realizados utilizando: tratamento direto de efluente doméstico em sistema integrado com tanque séptico e uso de macrófita emergente *Zizania*

bonariensis e demonstraram a remoção de 32% de DBO₅, 33% de DQO e 78% de fósforo total (PHILLIPI e COSTA, 1998).

Segundo Sakadevan e Bavor (1999), os sistemas de áreas alagadas construídos promovem a remoção de nitrogênio e fósforo com eficiência. Esta tem interferência do T.R.H. (tempo de retenção hidráulico) no modelo construído e da concentração de nutriente no efluente. No caso do nitrogênio e fósforo, a remoção é favorecida pelo alto T.R.H. e pela menor concentração de nutriente. Esses autores verificaram que a concentração do fósforo total após passar pelo sistema foi reduzida em 48,9% e a concentração de nitrogênio em 77%.

Hunter et al. (2001) compararam diferentes tipos de CWSs para tratamento de efluente e obtiveram os seguintes resultados: remoção de amônia de 67% para CWSs vegetados e 29% para CWSs não vegetados. O ortofosfato foi removido de 42% em CWSs vegetados e 20% em CWSs não vegetados. Também foram testados CWSs em diferentes T.R.H., verificando: CWSs com TRH de 6 dias acarretaram maior redução de amônia e de ortofosfato (80 e 55%, respectivamente) e os CWSs com TRH de 2 dias produziram 53 e 29% para amônia e ortofosfato respectivamente.

Salminen e Rintala (2002) compararam a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos provindos de indústrias de abatimento de aves com outras alternativas de tratamento para este tipo de resíduo, como incineração, processamento, uso na alimentação de animais, compostagem e deposição em aterros sanitários. Concluíram que a digestão anaeróbia é uma opção viável de tratamento, por combinar a recuperação de materiais com a produção de energia, além de requerer pouco espaço e diminuir os odores e a quantidade de patógenos, carecendo apenas de seu emprego em larga escala e da análise de seus resultados.

Efluentes de adegas e destilarias são caracterizados pelo seu alto teor orgânico (até 45000 mg.L⁻¹ de DBO₅) e teor de sólidos, alta produção de acidez e grandes variações sazonais de fluxo (SHEPHERD et al., 2001 apud VYMAZAL, 2009), além de baixas relações de N/C e P/C. Estudos detalhados sobre a composição orgânica indicaram que etanol e açúcares (frutose e glicose) representam mais de 90% da carga orgânica. Billore et al. (2001) referiu-se à utilização de CWS para tratar de efluentes derivados de destilarias, que já passaram por um tratamento secundário convencional. O sistema atingiu reduções de 64%, 84%, 59% e 79% para os parâmetros DQO, DBO₅, nitrogênio total e fósforo total, respectivamente. O estudo mostrou que os CWSs podem ser uma adequada opção de tratamento terciário.

Poggi-Varaldo et al. (2002) descreveram CWS de fluxo sub-superficial horizontal de 1144 m² como parte do tratamento de águas residuais de um matadouro no estado de Hidalgo, México. O sistema consistia em uma decantação primária, lagoa anaeróbia e um CWS. O tratamento global alcançou eficiências de 90%, 91% e 85% para DQO, DBO₅ e sólidos

suspensos totais, respectivamente. Houve também reduções de *E. coli* e coliformes totais. Ansola et al. (2003) verificando o desempenho de CWS obtiveram as seguintes eficiências na remoção: 80-89% de DQO, 82-87,5% de DBO₅ e de 99,9% em *E. coli*. Elias (2003) verificou 87% de eficiência na redução de amônia em CWS, utilizando aguapé e arroz.

Nogueira (2003) monitorou os parâmetros biogeoquímicos em CWS para o tratamento de esgoto e concluiu que este sistema foi eficiente para remoção da carga orgânica e de nutrientes. Esta remoção, entretanto, não se sustentaria em longo prazo, pois poderia ocorrer deficiência na oxigenação do efluente e do substrato, além de sua colmatção. Ainda foram detectados erros de construção do CWS e o desempenho do canal de aguapés foi insuficiente devido ao manejo inadequado. Isto em decorrência a falta de controle de sua densidade com a remoção periódica das plantas e, dessa maneira, comprometendo a oxigenação do efluente, desfavorecendo a exportação de nutrientes como nitrogênio e fósforo, bem como a retirada de matéria orgânica. Foram alcançadas as seguintes eficiências nos parâmetros: 81% para materiais particulados, 89% para DBO₅, 86% para DQO e 80% para fósforo total.

Schulz et al. (2003) estudaram a redução de nutrientes de efluente de piscicultura após o tratamento com CWS vegetado com *Phalaris arundinacea* e verificaram redução de 67-72% para sólidos suspensos totais, 30-31% em relação a DQO, 41-53% para o fósforo total e 19-30% para nitrogênio total.

Costa (2004) realizou um estudo utilizando esgoto e efluente da indústria de curtume tratados em CWSs, vegetados com diferentes tipos de plantas. Os resultados obtidos mostraram que *Phragmites purpureum* e *Brachiaria decumbens* contribuíram para reduções de 91% de DBO₅ no esgoto e 97% para DQO no efluente de curtume, que continha cromo. Remoções entre 94 e 99% foram atingidas para alguns hidrocarbonetos, como o decano, o hexadecano e o octadecano. Esse autor concluiu que a fitorremediação em CWS se apresenta como uma tecnologia promissora na remediação de efluentes contendo óleos, sendo considerada uma alternativa econômica para a redução da poluição ambiental provocada por efluentes industriais em países em desenvolvimento.

Monteiro (2005) estudou protótipos de CWS para tratamento de efluente de piscicultura, mostrando que este sistema contendo solo e agregado possibilita o tratamento mais rápido do efluente nos primeiros dias do processo. Após a estabilização dos sistemas estudados, verificou-se que no sistema contendo apenas caco de tijolo ou apenas solo, dependendo da variável analisada, houve maior eficiência. As eficiências máximas foram atingidas após 15 dias de tratamento e o uso de policulturas possibilitou melhores resultados quando comparados ao uso isolado de *Eichhornia crassipes*.

Borges (2005) verificou a redução satisfatória de bactérias e de nutrientes de águas superficiais poluídas, através do uso de CWS contendo *Eichhornia crassipes*, melhores resultados em relação ao uso de *Pistia stratiotes*. As maiores eficiências encontradas se deram para: amônia, com 87,4%; DQO, com 47,2%; DBO₅, com 38,9%; fósforo total, com eficiência de 88,7%; redução de coliformes totais em 97% e redução de *Escherichia coli* em 99,2%.

As tentativas de usar CWS para o tratamento de efluentes têxteis foram iniciadas há algum tempo, durante a década de 80 e início da década de 90, na Alemanha e na Austrália. Entre as características das águas residuais da indústria têxtil, estão o seu aspecto muitas vezes colorido, DQO elevada (até 35000 mg.L⁻¹), alta concentração de SST (até 25000 mg.L⁻¹) e baixos valores de pH (VYMAZAL, 2009). O CWS vem apresentando boas remoções de DQO, SST, amônia, sulfato, sulfato aniônico e coloração visível para este tipo de efluente. A baixa relação DBO/DQO, no entanto, indica a difícil biodegradabilidade dos compostos e, portanto, não se pode esperar elevadas remoções de DBO₅.

Mbuligwe (2005) avaliou o papel das plantas nos CWS tratando o efluente gerado nas indústrias têxteis da Tanzânia. O sistema foi eficaz na remoção de corantes residuais ricos, já que reduziu sua cor em 72-77%, de 68-73% sua DQO e em 53-59% o sulfato. O autor concluiu que as plantas desempenham um papel significativo no processo e influenciam muito o comportamento dos CWS, sendo este uma promissora e rentável alternativa para tratamento de águas residuais contendo corantes.

Bitar (2006) também tratou efluente oriundo de pesque-pagues utilizando CWS, observando taxas de remoção de 97% para amônia, 92% para nitrogênio total, 66% para oxigênio dissolvido, 60% para fósforo total e 98% para DQO. O tratamento mais eficaz foi aquele contendo a mescla de solo filtrante e macrófitas com melhores resultados após 10 dias de tratamento, indicando que o CWS necessita de um tempo de adaptação para se obter respostas positivas significativas.

Bulc (2006) decidiu tratar o chorume oriundo de aterros sanitários na Eslovênia, um efluente com elevadíssima carga orgânica. Como saldo do experimento, houve diminuições de DQO (68%), DBO₅ (46%), amônia (81%), ferro (80%) e bactérias (85%). Os dados finais apontaram que os CWSs são razoavelmente eficientes para este fim, pois ocorreram problemas correlativos à determinação de áreas adequadas devido à especificidade hidráulica e à carga orgânica variável do sistema.

Cunha (2006) analisou os benefícios trazidos por um sistema combinado de áreas alagadas construídas na melhoria da qualidade das águas do Parque Ecológico do Tietê, em São Paulo, e a estação construída com diversas espécies de macrófitas, mostrou-se eficiente na

remoção de sulfato (52%), DBO₅ (41 – 64%), fósforo total (51 – 68%) e nitrogênio amoniacal (57 – 84%). A falta de manejo no sistema também foi um problema encontrado, acarretando o retorno de nutrientes assimilados pelas macrófitas para a coluna de água (N, P, Fe) com a decomposição das plantas, e condições de anaerobiose nos solos filtrantes. A presença de animais no parque contribuiu para o baixo desempenho do canal de macrófitas e dos solos filtrantes na remoção de cor, turbidez, ferro total e coliformes em alguns meses de coleta.

Mees (2006) avaliou o desempenho de *Eichhornia crassipes* em um sistema de tratamento de matadouro e frigorífico, com relação à remoção de nutrientes, matéria orgânica (DBO₅ e DQO), turbidez e sólidos sedimentáveis. Entre os resultados alcançados, observaram-se eficiências máximas de remoção de DQO de 77,2% e de DBO₅ de 77,8%. Em relação aos nutrientes, constatou remoções máximas de nitrogênio total de 87,9%, de nitrogênio amoniacal de 47,5% e de fósforo total de 38,9%, para um tempo médio de retenção hídrica de 5 dias. Falando-se da turbidez, a eficiência chegou a 58,1%. Essa autora concluiu que as remoções se mostraram boas, principalmente na fase inicial de desenvolvimento das plantas aquáticas.

O tratamento de efluentes originados por uma indústria de curtume usando protótipos de CWSs foi proposto por Zacarkim et al. (2006). O sistema possibilitou remoção considerável de nutrientes. O tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 dias foi o mais eficiente nessa retirada. Houve redução para DQO (79,91%), fósforo total (83,51%), nitrogênio total (67,93%), concentrações totais de cromo (87,7%) e enxofre (52%).

Tratamentos convencionais são relativamente ineficientes para a remoção de metais em efluentes industriais (RASKIN et al., 1997). Chen et al. (2006) examinaram a capacidade de utilização de CWS para remoção de poluentes industriais. Com um tempo de retenção hídrica de 5 dias e vegetados com *Phragmites communis*, os protótipos chegaram à diminuições de 61% para DQO, 89% para DBO₅, 81% para sólidos suspensos totais, 35% para fósforo total e 56% para amônia. As águas residuárias tratadas atenderam às normas de descarga de efluentes industriais em Taiwan, local de desenvolvimento da pesquisa. Os resultados indicaram que os CWSs podem ser vantajosa alternativa para substituir o tradicional tratamento biológico secundário de águas residuais industriais.

Dors (2006) usou preparações de lipase pancreáticas comerciais, LKM e LNU, utilizando dois substratos (azeite de oliva e efluente bruto da indústria avícola) e água residuária industrial. A eficiência do tratamento foi verificada através da remoção de DQO e da formação de gás metano. Concluiu-se que o substrato interfere nas propriedades catalíticas da enzima, pois a atividade máxima da enzima com azeite de oliva foi de 3000 U.mg⁻¹, enquanto que para o uso do efluente bruto, a atividade foi reduzida para 700 U.mg⁻¹, acenando

para algum tipo de inibição do efluente na reação enzimática. As temperaturas ótimas também foram afetadas com a alteração de substrato. Houve uma remoção de DQO de 2,3 a 2,86 vezes maiores do que a remoção obtida no efluente bruto sem o tratamento enzimático. A concentração de enzima, dentro da faixa estudada (0,10% p/v a 0,35% p/v), não interferiu consideravelmente na velocidade de remoção da matéria orgânica.

Bayramoglu et al. (2006) efetuaram análise técnica e econômica sobre a eletrocoagulação no tratamento de águas residuais de abatedouros de aves. Ferro e alumínio foram testados como materiais do eletrodo de sacrifício. Entre os resultados, o eletrodo de alumínio apresentou melhor desempenho na redução de DQO, com eficácia de 93%. Já na remoção de óleos e graxas, o eletrodo de ferro foi melhor sucedido, com 98% de eficiência. Do ponto de vista econômico, o eletrodo de ferro é claramente preferível, com custos operacionais que chegam à metade dos relativos ao eletrodo de alumínio. Verificou que a eletrocoagulação é um método promissor para o tratamento de águas residuárias de matadouros avícolas.

Existe uma grande variedade de efluentes agroalimentares que foram tratados com CWS, mesmo apresentando altíssimas concentrações de materiais orgânicos facilmente degradáveis (DBO₅ e DQO altas). Mantovi et al. (2007) relataram o uso de CWS para o tratamento de águas residuais da produção de queijo italiano “Parmigiano Reggiano” e “Grana Padano”. A eficiência do tratamento em ambos os sistemas foi muito alta e atingiu 94%, 96%, 98%, 62% e 45% para sólidos suspensos totais, DQO, DBO₅, nitrogênio total e fósforo total, respectivamente. As reduções de gordura e óleos vegetais também se mostraram grandes, já que as concentrações de entrada de 59 mg.L⁻¹ (Parmigiano) e 167 mg.L⁻¹ (Grana Padano) diminuíram para 1 e 2 mg.L⁻¹, respectivamente.

Calheiros et al. (2007) observaram o desempenho de CWS no tratamento de águas residuais provindas do processamento de couro, as quais possuem elevada carga orgânica. As espécies *Typha latifolia* e *Phragmites australis* se adaptaram bem ao efluente de curtume em termos de sobrevivência e propagação, atingindo eficiências de redução de 73% para DQO e 58% para DBO₅, além de pequenas remoções de nutrientes.

Khan et al. (2009) investigaram o desempenho de CWS para a remoção de metais pesados em águas residuais industriais no Paquistão. Como resultados, houve reduções de chumbo (50%), cádmio (91,9%), ferro (74,1%), níquel (40,9%), cromo (89%) e cobre (48,3%). Esses autores observaram que o sistema CWS teve boa atuação na remoção dos metais pesados, particularmente cádmio, ferro e chumbo, a partir de águas residuais industriais alimentadas a ele. Eles sugeriram que a gestão correta da vegetação e a expansão da área de CWS presente são fatores que podem contribuir para uma melhoria na eficiência do processo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A montagem do experimento se iniciou em novembro/09, devido à arrecadação de recursos financeiros e posterior disponibilização do material para a sua realização. Utilizou-se como base, principalmente, alguns estudos sobre CWS já concluídos no Centro de Estudos Ambientais (CEA)/UNESP – Campus de Rio Claro, sendo alguns deles financiados pela FAPESP, quanto à concessão de bolsas de Iniciação Científica (Processos **06/00271-0** e **03/086270**) e auxílio à pesquisa (Processo **02/08559-2**), e pelo FEHIDRO, para auxílio à pesquisa (Processos **476/02** e **406/06**).

4.1. Locais de realização dos experimentos

Os experimentos foram conduzidos nas dependências do CEA, na Universidade Estadual Paulista - UNESP – Campus de Rio Claro, nos seus laboratórios de Microbiologia e Química e na sua estufa (Figura 1), localizada nas proximidades dos mesmos.



Figura 1. Estufa onde foram realizados os experimentos no Centro de Estudos Ambientais, UNESP, campus de Rio Claro, SP.

4.2. Efluente

O efluente a ser tratado nos protótipos CWS foi cedido gentilmente pela empresa FRICOCK Frigorificação Avicultura Indústria e Comércio Ltda, que exerce a atividade de abate e preparação de aves e de pequenos animais, conservas e subprodutos. Esta se localiza no próprio município de Rio Claro – SP, nas proximidades do CEA, facilitando as

coletas periódicas do efluente.

4.3. Macrorganismos

Fez-se uso da macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* (Figura 2) – conhecida como aguapé, baronesa ou rainha do lago, devido às suas características de robustez associada a uma grande capacidade de crescimento vegetativo. Sua capacidade de resistir a águas altamente poluídas com grandes variações de temperatura, nutrientes, pH, substâncias tóxicas e metais pesados é notável, o que corrobora sua escolha (COLLETTI, 2008). Essa macrófita foi obtida na represa da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (antigo Horto Florestal), onde há tratamento da água do rio Ribeirão Claro, pelo Departamento Autônomo de Água e Esgoto (DAAE).



Figura 2. Macrófita aquática *Eichhornia crassipes* utilizada nos protótipos CWSs.

4.4. Materiais para construção do sistema de áreas alagadas, em protótipos

- ❖ Um reservatório com capacidade de 1000 litros
- ❖ Três reservatórios com capacidade de 500 litros cada
- ❖ Doze caixas plásticas com capacidade de 55 litros (490 mm comprimento x 340 mm altura x 330 mm largura) (Figura 3)
- ❖ Dez galões de 40 litros cada (Figura 4)
- ❖ Bomba d'água – Marca Manauger

- ❖ Compressor – Marca Fidc – Série FX
- ❖ Compressor – Marca Ferrari
- ❖ Mangueiras e registros plásticos de aquário
- ❖ Mangueira de jardim
- ❖ 10 metros de mangueira cristal de 1 polegada – 250 psi – Marca AFA^R
- ❖ Canos de PVC de $\frac{3}{4}$ e 1 polegadas
- ❖ Canos de PVC de 200 mm
- ❖ Conexões de PVC (luvas, joelhos e junções de $\frac{3}{4}$)
- ❖ Registros de $\frac{3}{4}$ polegadas
- ❖ Serrote
- ❖ Lixas
- ❖ Furadeira
- ❖ Durepóxi
- ❖ Adesivo plástico para cano de PVC
- ❖ Cola para vedação de materiais de construção – Chem-Calk GPS
- ❖ Pistola de aplicação de cola em tubos
- ❖ Fita tipo veda-rosca
- ❖ Mangueiras e registros plásticos de aquário
- ❖ Gotejadores Agrojet - Zoom
- ❖ Caco de telha
- ❖ Seixo rolado (3,2 a 8,6 mm); (12,8 a 25 mm)
- ❖ Granilha mista (5,2 a 13,6 mm)
- ❖ Solo da área local (UTM: 7520739, 23K 0238094, elevação: 638 m).



Figura 3. Caixas plásticas de 55 litros e mangueira de jardim, utilizadas na montagem dos CWSs.



Figura 4. Galões de 40 litros, que foram utilizados na coleta do efluente bruto da FRICOCK Frigorificação Avicultura Indústria e Comércio Ltda.

Alguns materiais foram adicionados à listagem acima e outros modificados de acordo com as necessidades momentâneas despontadas durante a construção dos protótipos. Os seixos rolados de granulometria pequena e média (cascalho ou pedregulho) foram comprados na Casa das Pedras, no próprio município de Rio Claro.

O solo foi coletado em área do campus da UNESP em Rio Claro, nas coordenadas UTM:

7520739, 23K 0238094, elevação: 638 m. Previamente à coleta das amostras de solo, foi retirada a camada de serapilheira. O solo foi analisado quanto à sua umidade e porcentagem de areia, silte e argila.

4.5. Vidrarias, reagentes e equipamentos

- ❖ Vidraria usual de laboratório de Química e Microbiologia;
- ❖ Reagentes específicos para os ensaios necessários;
- ❖ Autoclave vertical Fabe modelo 103;
- ❖ Condutivímetro Digimed CD-2P;
- ❖ Turbidímetro HACH – 2100P;
- ❖ Sonda YSI modelo 556 MPS;
- ❖ GPS eTrex Summit™ - Marca GARMIN
- ❖ Termômetro digital;
- ❖ Reator de demanda química de oxigênio obtido pelo processo número 95/6331-9 da FAPESP;
- ❖ Espectrofotômetro de absorção atômica obtido pelo processo número 96/11105-9 da FAPESP;
- ❖ Homogenizador;

4.6. Coletas do efluente da indústria avícola

As amostragens se deram em dois pontos: 1) Efluente bruto, provindo do reator aeróbio da FRICOCK Frigorificação Avicultura Indústria e Comércio Ltda; 2) Efluente tratado, após passagem pelo CWS, construído no CEA, UNESP, campus de Rio Claro.

As coletas foram realizadas sempre no mesmo horário com veículo cedido pelo próprio CEA. Fez-se uso de dez galões plásticos de 40 L, juntamente com cinco tambores com capacidade de armazenagem de 200 L, o que facilitou a coleta e reduziu sua frequência. Observou-se dessa maneira, a necessidade de realimentação do sistema a cada 20 dias, aproximadamente, transportando por volta de 4500 L, a cada coleta, através de várias viagens. Quando houve necessidade de reabastecer o sistema emergencialmente, foram realizadas coletas adicionais, afim de manter o fluxo contínuo.

4.7. Montagens dos protótipos CWS

Primeiramente, foram realizadas algumas visitas à indústria FRICOCK, para o detalhamento do projeto, cessão do efluente e para o conhecimento do tratamento já realizado pela empresa. Foi também realizada a primeira coleta do efluente da indústria para determinar a caracterização do mesmo e a viabilidade de seu uso e ainda, quantificar sua carga poluidora.

O tratamento realizado na indústria consiste em 3 etapas: na primeira o efluente passa por um tanque de flotação, onde é retida grande parte da gordura, formando uma densa camada de espuma em sua superfície; na segunda o efluente fica em um reator aeróbio, onde é reduzido em parte quantidade de nutrientes e sua carga orgânica e na terceira, é colocado em um decantador, que também auxilia na diminuição da carga poluidora. A partir daí, o efluente é jogado na rede coletora de esgoto local. É importante salientar que mesmo com esses procedimentos, o mau cheiro é intenso nas instalações da indústria e se dispersa em suas proximidades, havendo muitas reclamações dos moradores do bairro onde se encontra.

Este efluente foi coletado e tratado por meio de protótipos de CWS, utilizando 12 reservatórios (caixas plásticas de 55 L), divididos em fluxo descendente e ascendente; havendo também um controle, para verificar as possíveis alterações naturais do efluente e o papel das macrófitas no sistema. A montagem dos protótipos foi realizada da seguinte maneira:

TRATAMENTOS:

A) 4 reservatórios tipo descendente, contendo efluente, solo filtrante, macrófitas aquáticas (Figura 5);

B) 4 reservatórios tipo ascendente, contendo efluente, solo filtrante, macrófitas aquáticas;

C) 2 reservatórios contendo efluente, agregado, tipo descendente e 2 reservatórios também contendo efluente, agregado, tipo ascendente, chamados de “BRANCO DO EXPERIMENTO” ou controle;



Figura 5. Detalhe do reservatório tipo descendente contendo efluente, solo filtrante e macrófitas.

Nos reservatórios de tratamento tipo descendente (Figuras 6 e 7), montou-se um sistema de drenagem com canos de $\frac{3}{4}$ polegada e um sistema de sifão com cano de 200 mm, a fim de direcionar o fluxo de água, passando por todo o sistema, incluindo as camadas de solo e agregados (**TRATAMENTO A**), conforme metodologia descrita por Bitar (2006). Dessa maneira, o efluente coletado já apresentaria características distintas do efluente bruto, já que passou pelas diversas camadas.



Figura 6. Detalhe da montagem do sistema de sifão nos CWSs do tipo ascendente/descendente.



Figura 7. Detalhe do sistema de sifão que direcionava a água a passar pelo CWS do tipo ascendente/descendente.

Já nos reservatórios de tratamento tipo ascendente foi idealizado um sistema em “U” para encaminhar a passagem da água pelos agregados e pelo solo (Figura 8). Assim, o efluente entra pela parte inferior da caixa, passa pelas camadas de caco de telha, pedriscos, solo e macrófitas, e era recolhido em sua parte superior.

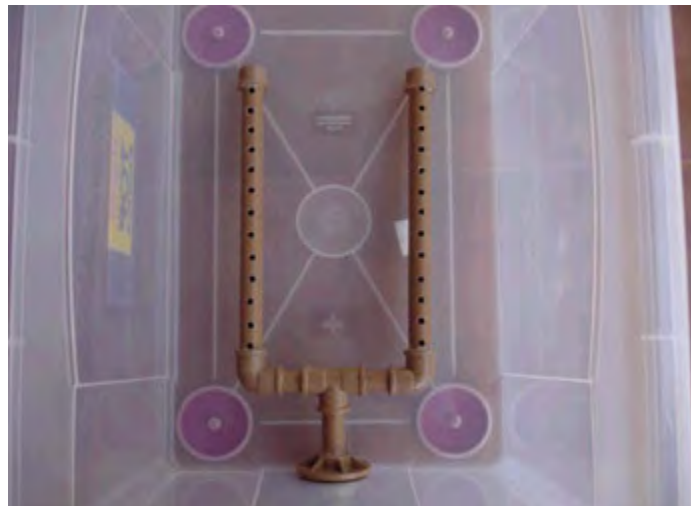


Figura 8. Detalhe do CWS contendo distribuição do efluente na forma “U”, tipo ascendente.

Nos **TRATAMENTOS A e B**, as camadas de solo filtrante (solo, caco de telha e dois tamanhos diferentes de pedregulho) foram dispostas do seguinte modo:

1. 3,0 cm de caco de telha – Utilizado para evitar a colmatção do sistema de sifão (Figuras 9 e 10);
2. 4,5 cm de seixo rolado (pedregulho de 12,8 a 25 mm) (Figura 11);
3. 6,0 cm de solo, seixo rolado (3,2 a 8,6 mm) – Misturados para evitar a compactação do solo e impedir a passagem de água pelo sistema (figura 12);
4. 3,0 cm de granilha mista (5,2 a 13,6 mm) (Figura 13).

A figura 14 mostra um dos protótipos com todas as suas camadas.



Figura 9. Detalhe da 1ª camada formada por 3 cm de caco de telha – CWS tipo descendente.



Figura 10. Detalhe da 1ª camada constituída por 3 cm de caco de telha – CWS tipo ascendente.



Figura 11. Detalhe dos CWSs tipo ascendente/descendente, com a 2ª camada de 4,5 cm de seixo rolado (12,8 a 25 mm).



Figura 12. Detalhe da 3ª camada composta da mistura de 6,0 cm de solo e seixo rolado (3,2 a 8,6 mm) no CWS tipo ascendente/descendente.



Figura 13. Detalhe da 4ª camada constituída por 3 cm de granilha (5,2 a 13,6 mm) no CWS tipo ascendente/descendente.



Figura 14. Detalhe das 4 camadas que compõe os CWSs

A aeração no CWS foi realizada por meio de um compressor conectado a mangueiras e pedras porosas, que diminuem o tamanho das bolhas de ar, otimizando a oxigenação do sistema de maneira a favorecer os processos microbiológicos aeróbios. O T.R.H. (período no qual a água permanece nos reservatórios para que sucedam os processos físico-químicos e biológicos) foi ajustado de acordo com as características do efluente e dimensões do reservatório, servindo-se do bom senso para um experimento em escala laboratorial. A vazão do sistema foi inicialmente ajustada em 15 ml/min e o tempo de retenção hídrica foi calculado em função dessa vazão, da seguinte maneira:

$$T=V/Q$$

Onde:

V= Volume do reservatório (55 L)

Q= Vazão (15 mL.min⁻¹)

T= Tempo de retenção

$$T= 55000 \text{ mL}/15\text{mL.min}^{-1} = 3666,67 \text{ min}$$

1 dia = 1440 min, logo:

$$T=3666,67/1440 = 2,55 \text{ dias}$$

Dadas as características do efluente utilizado, com alto teor de gorduras e material particulado, e a altura em que se encontravam as caixas de água, a vazão era desregulada

constantemente, devido ao entupimento das torneiras. Como solução para o problema, as caixas d'água foram dispostas sobre uma mesa e sua altura foi elevada, além do emprego de gotejadores (Figuras 16 e 17), que mantiveram a vazão em uma faixa aceitável, entre 12 e 17 ml.min^{-1} , sendo necessária sua regulagem diária segundo pesquisa realizada por Batista et al., (2005).



Figura 15. Altura das caixas de água elevada com o uso de uma mesa, para facilitar a realimentação dos CWSs em estudo.



Figura 16. Detalhe do gotejador usado nos protótipos tipo descendente, localizado próximo da extremidade da mangueira.



Figura 17. Detalhe do gotejador usado nos CWSs tipo ascendente, localizado na extremidade da torneira.

A quantidade de efluente a ser coletada na indústria foi calculada com base na vazão estabelecida, visando à otimização das viagens para coletas do efluente industrial em estudo. Para uma vazão de $15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ em um fluxo ininterrupto, se tem:

$X = \text{volume de efluente/dia/caixa}$

$Y = \text{volume total diário de efluente}$

$Z = \text{volume total semanal de efluente}$

$X = 15 \text{ mL} \times 1440 \text{ min (1 dia)}$

$X = 21600 \text{ mL/dia/caixa}$

$Y = 21600 \text{ mL/dia/caixa} \times 12 \text{ caixas}$

$Y = 259200 \text{ mL/dia} = 259,3 \text{ L/dia}$

$Z = 259,3 \text{ L/dia} \times 7 \text{ dias} = 1815,1 \text{ L/semana}$

Pela necessidade de realimentação constante, o efluente foi armazenado em caixas de água de 500 L e 1000 L, totalizando um volume de aproximadamente 4500 L, ao considerar os tanques

para coleta também cheios. O efluente foi bombeado das caixas que estavam no chão para as caixas que se encontravam a uma certa altura (Figura 18), através de uma bomba submersa.



Figura 18. Detalhe da alimentação/armazenamento do efluente nos CWSs.

O efluente foi trazido poucos dias antes do início do experimento e colocado nas caixas, para a aclimação da microbiota e estabilização das macrófitas, prática importante conforme comentado por Almeida (2004) e Júnior et al. (2007), respectivamente, facilitando sua adaptação e garantindo melhores resultados.

As mangueiras de entrada nos protótipos foram encapadas com sacos de lixo (Figura 19), pois foi observado que, por serem transparentes, o contato direto entre a luz solar e o efluente avícola acarretava no surgimento de algas, que contribuíam para o entupimento do sistema. A intensidade luminosa e sua duração são importantes fatores ambientais no crescimento de microrganismos fotossintetizantes por serem importantes fontes de energia (BEZERRA, 2006).



Figura 19. Mangueiras encapadas evitam a aparição de algas e seu entupimento.

O efluente tratado foi acondicionado em galões (Figura 20) e posteriormente utilizado na irrigação de gramíneas próximas ao local.



Figura 20. Acondicionamento do efluente tratado em galões de 200 L.

Após a montagem do sistema (Figuras 21 e 22) e estabilização da microbiota, o efluente foi retirado e os reservatórios foram limpos. Abriram-se as doze torneiras de entrada destes, que foram preenchidos com o efluente avícola até a saturação, e após duas horas foi realizada a primeira coleta, denominada T_0 dias.

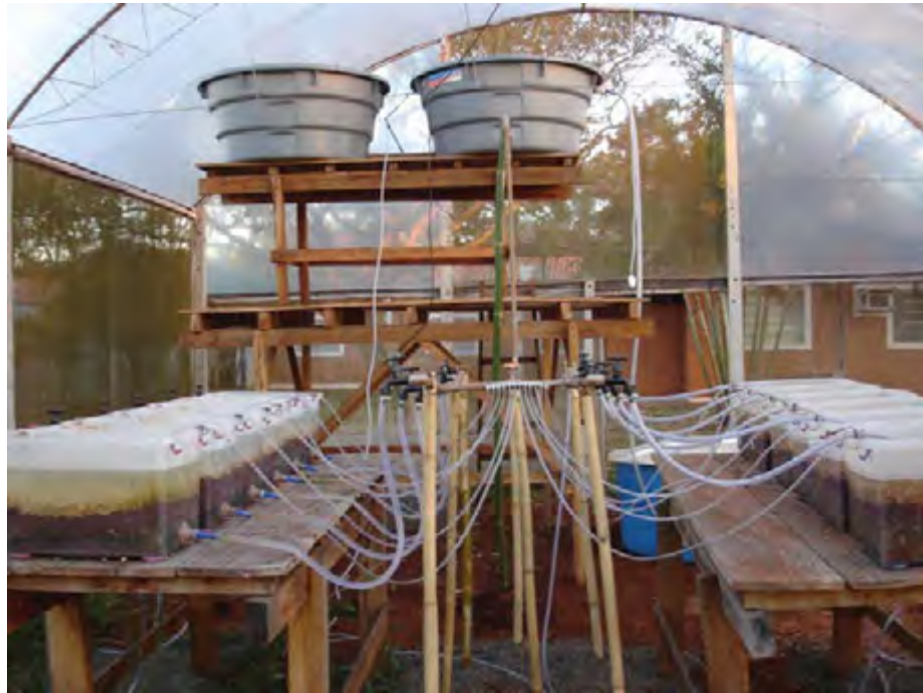


Figura 21. Vista frontal do CWS, mostrando a saída do efluente avícola e sua distribuição para os 12 reservatórios de tratamento.



Figura 22. Vista aérea da distribuição do efluente avícola nos 12 reservatórios de tratamento

A visualização do sistema montado pode ser melhor observada através dos desenhos feitos pelo programa AutoCAD 2009, a seguir:

4.8. Coleta das amostras do efluente nos protótipos

Ao longo do experimento foram feitas 7 coletas, efetuadas nos dias 9, 11, 16 e 30 de agosto de 2010 (T_0 ; T_2 ; T_7 e T_{21} dias após o início do tratamento), 13 de setembro de 2010 (T_{35} dias após o início do tratamento) e 4 e 25 de outubro de 2010 (T_{56} e T_{77} dias após o início do tratamento). Essas datas foram definidas de acordo com o efluente gerado ao longo do tratamento, com o tempo de estabilização do sistema, a disponibilidade de horários e considerando estudos anteriores (BORGES, 2001), (MONTEIRO, 2005), (BITAR, 2006).

As coletas das amostras de efluente foram realizadas na saída de cada protótipo (Figuras 23 e 24) após a passagem pelo sistema de tratamento, e nas caixas d'água usada para armazenamento do efluente (amostras "brutas"). As coletas foram realizadas sempre no mesmo horário, período da manhã às 09:00 h, o efluente foi conservado em garrafas de polietileno de 1 L e guardadas em geladeiras para posteriores análises no laboratório do CEA. Estas foram executadas no menor tempo possível e dentro dos prazos recomendados pela literatura (APHA, 1998), com exceção do nitrogênio total, que devido às características do efluente, teve uma adaptação da metodologia para o tipo de efluente trabalhado.



Figura 26. Aspectos das coletas do efluente nos protótipos descendentes, com destaque para as garrafas de polietileno usadas para coletas.



Figura 27. Aspectos das coletas do efluente nos protótipos ascendentes, com destaque para as garrafas de polietileno usadas para coleta.

A análise de oxigênio dissolvido (OD), foi parcialmente concluída, pois o leitor da sonda YSI estava descalibrado, originando resultados incabíveis. A análise de ácidos graxos e gorduras não pôde ser executada, por não haver tempo hábil para os ensaios de adaptação. Alguns parâmetros nas primeiras coletas excederam aos níveis das técnicas usadas, devido à ampla variabilidade das características qualitativas do efluente (VON SPERLING, 2005), e novos padrões de diluição tiveram que ser desenvolvidos.

4.9. Metodologia das análises do efluente antes e após o CWS

Nas variáveis temperatura da água, OD, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade e pH, o equipamento de análise foi substituído de Horiba para Sonda YSI, considerada mais eficiente e precisa nas análises. As metodologias e as variáveis estão citadas na tabela 1. Empiricamente, para a análise de sulfato, as amostras foram previamente filtradas; para a amônia, foi feita uma diluição de 1:10, para aquelas de nitrito e nitrato, uma diluição de 1:25 e para o sulfeto, uma diluição de 1:1. Quanto aos coliformes totais e *Escherichia coli*, foram realizadas diluições da ordem de 10^4 para o bruto e 10^3 para as demais amostras. Na análise de nitrogênio total, foram usados apenas 10 mL de amostra e na de fósforo total, 20 mL.

Tabela 1. Metodologia, equipamentos e referências utilizados para as análises físicas, químicas, físico-químicas e biológicas da água.

Variáveis	Métodos	Referências e equipamentos
Temperatura da água (°C)	Método automatizado – Leitura direta	Termistor – Sonda YSI
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Método automatizado – Leitura direta	Oxímetro – Sonda YSI
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Método automatizado – Leitura direta	Condutivímetro – Sonda YSI
Salinidade (%)	Método automatizado – Leitura direta	Potenciométrica - YSI
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	Método automatizado – Leitura direta	Sonda YSI
Turbidez (UNT)	Método automatizado – Leitura direta	Turbidímetro – HACH modelo 2100P
Amônia (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrica - Colorimétrica	Korolef (1976)
Nitrito (mg.L ⁻¹) e Nitrato (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrica - Colorimétrica	Mackereth et al. (1978)
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrica - Colorimétrica	APHA (1998)
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrica - Colorimétrica	APHA (1998)
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Matheus (1995)
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrica – Colorimétrica/Dicromato	APHA (1998)
Sulfeto e Sulfato (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrica – Colorimétrica	APHA (1998)
Demanda Química de Oxigênio (DBO ₅) (mg.L ⁻¹)	Incubação Winkler	APHA (1998)
Coliformes Totais (NMP.100 mL ⁻¹)	Cromofluorogênico (colilert – INDEXX/USA)	APHA (1998)
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	Cromofluorogênico (colilert – INDEXX/USA)	APHA (1998)

4.10. Apresentação dos resultados

Nos tratamentos propostos foram usadas quadruplicatas afim de se obter uma maior confiabilidade nos resultados obtidos. Os valores obtidos foram representados por meio de suas médias, com exceção do pH que tem valor logarítmico, portanto, é conveniente representá-lo através de seu valor absoluto. As eficiências dos sistemas foram calculadas seguindo modelo de cálculo apresentado por Bitar (2006), a partir da seguinte fórmula:

$$\text{Eficiência (\%)} = [(\text{Valor Efluente} - \text{Valor Após Tratamento}) \times \text{Valor Efluente}^{-1}] \times 100$$

Os resultados quando positivos representam a ocorrência da eficiência do processo e quando negativos, expressam a ineficiência deste mesmo processo.

Também foi realizada análise estatística utilizando a técnica de análise de variância fatorial considerando como fator de variação o tratamento (5) (a coleta do efluente bruto era um tipo de tratamento), para descrever o comportamento das variáveis químicas, físicas e físico-químicas. Os resultados foram analisados estatisticamente por meio da análise não paramétrica ANOVA (analysis of variance) por ordenamento, no programa SAS 9.2 (Statistical Analysis System), procedimento GLM.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização inicial do efluente

A análise inicial do efluente foi realizada em setembro/09, através de parâmetros que revelam suas características principais, dadas pela tabela abaixo:

Tabela 2. Valores dos parâmetros resultantes da caracterização inicial do efluente da FRICOCK, efetuada em setembro/09.

Variáveis	Efluente industrial após tanque de flotação	Efluente industrial após reator aeróbio	Efluente industrial após decantador
pH	5.73	6.67	6.29
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	959	1275	1486
Salinidade (%)	0.47	0.64	0.74
Turbidez (UNT)	531	415	130
Cor Aparente (mg Pt.L^{-1})	3040	2359	980
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L^{-1})	0.623	0.829	0.963
Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	5.57	5.30	6.88
DQO (mg.L^{-1})	1637	954	202
DBO ₅ (mg.L^{-1})	1072	656	144
Amônia (mg.L^{-1})	93	80	85
Nitrito (mg.L^{-1})	0.069	0.034	ND
Nitrato (mg.L^{-1})	2.5	1.4	0.4
Nitrogênio Total (mg.L^{-1})	92.4	92.4	75.2
Fósforo Total (mg.L^{-1})	2.91	2.52	0.61

Os resultados iniciais mostram uma grande carga orgânica do efluente após a passagem pelo tanque de flotação e por ser provindo de frigoríficos apresenta também um alto teor de ácidos graxos e gorduras, que podem afetar o desempenho do tratamento biológico (RIGO, 2004) devido às suas baixas taxas de biodegradabilidade (RIBEIRO, 2005) e a conseqüente colmatção do sistema e inibição do metabolismo microbiano. Por esse motivo, não se torna uma opção atraente tratar o efluente após a passagem pelo tanque de flotação através dos CWSs. Após a passagem pelo decantador, há uma diminuição drástica de grande parte das variáveis analisadas, reduzindo sua carga poluidora do efluente. Vale ressaltar que mesmo após os tratamentos dados ao efluente, ele apresenta grande carga orgânica e compostos nitrogenados e fosforados. Decidiu-se, portanto, tratar o efluente após sua passagem pelo reator aeróbio da indústria, contribuindo como uma etapa intermediária no tratamento de efluentes avícolas.

5.2 Análises do solo

As análises do solo quanto ao seu teor de umidade e porcentagem de areia, silte e argila podem ser visualizadas na tabela 3:

Tabela 3. Resultados umidade do solo que foi usado nos CWSs.

Amostras	Umidade (%)
Amostra 1	23,32
Amostra 2	23,33
Amostra 3	23,47

A partir dos dados observados, pode-se inferir que o teor de umidade no solo coletado, em média, foi de aproximadamente 23,37 %.

Quanto à porcentagem de areia, silte e argila, os resultados obtidos demonstraram que o solo a ser usado nos protótipos dos CWSs contem 20% de areia, 8% de silte, 20% de matéria orgânica e 18% de argila.

5.3 Médias e eficiências

Dias antes do início do experimento, observou-se que devido à sua alta carga poluidora constituída principalmente de gorduras e material particulado, foi necessário o emprego de gotejadores localizados na entrada dos protótipos, para controle da vazão do sistema, pois as torneiras entupiam minutos depois que o sistema começava a funcionar. Dessa maneira, a vazão foi alterada, permanecendo na faixa de 12 a 17 mL.min⁻¹, e regulada diariamente, o que fez com que o tempo de retenção hidráulica (TRH), antes definido para 2,55 dias, ficasse entre 2,25 a 3,18 dias, seguindo o modelo de cálculo demonstrado anteriormente.

As variáveis estudadas foram escolhidas não somente por serem as mais usuais, mas também por indicarem melhor a eficiência dos CWSs, mesmo em escala laboratorial, e por possibilitarem a comparação com outros trabalhos já concluídos como Bitar (2006); Monteiro (2005); Borges (2005).

Os resultados correspondentes aos 77 dias de tratamento do efluente gerado pela simulação da instalação dos CWSs na indústria avícola estão nas figuras 25 a 58. Inicialmente foram observados maiores valores de condutividade, salinidade, turbidez, sulfeto, DBO, DQO e

SST nos primeiros dias de tratamento (T_0 e T_2 dias) e sua diminuição ao longo do tempo, com exceção à 5ª coleta, no 35º dia de tratamento, que apresentou certos picos na maioria dos resultados. Após a 4ª coleta, no 21º dia de tratamento, provavelmente ocorreu certa sobrecarga orgânica no sistema, saturando o solo filtrante, reduzindo assim a eficiência na remoção de determinados parâmetros. Outra suposição que vale ser ressaltada é que poucos dias antes da 5ª coleta, no 35º dia de tratamento, os aguapés estavam excessivamente grandes, pois seu manejo já havia sido feito há certo tempo, o que também pode ter interferido em alguns parâmetros.

Os valores da temperatura da água (Figura 25) foram diretamente dependentes da temperatura do ar. A intensa incidência de luz solar no local justifica as altas médias de valores encontrados, que variaram entre 16,43 e 27,93°C durante os 77 dias de experimento até então. De acordo com o Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A, para o Estado de São Paulo, que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos, os valores aqui encontrados não ultrapassam o limite estipulado (40 °C), desde que constantes e sem a ocorrência de variações bruscas. Os maiores valores absolutos foram registrados no 2º, 21º e 77º dia de experimento e os menos ficaram no 1º e 7º dia de experimento.

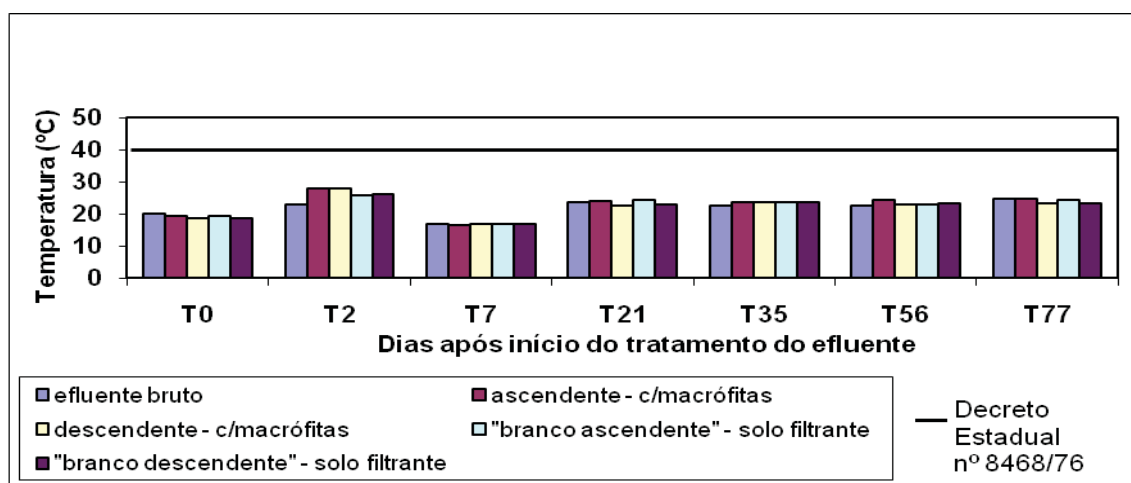


Figura 28. Médias dos valores de temperatura (°C) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante.

Obs: T_0 dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Decreto Estadual nº8468/76 (CETESB, 1976) – Limite máximo (40°C) estabelecido para lançamento de efluentes em sistemas de esgoto

Observou-se ainda que não houve grandes diferenças entre a temperatura do efluente bruto, armazenado nas caixas de água, e do efluente coletado nos protótipos CWSs, uma vez que

a incidência de luz solar se dava praticamente por igual na estufa onde ocorreu o experimento.

Os valores de pH obtidos nos sistemas de tratamento (Figura 26) variaram entre 6,58 a 10,15, ocorrendo a mínima e a máxima no “bruto” e no “branco ascendente”, respectivamente, após 56 dias de tratamento. No geral, os valores de pH encontrados foram altos, inclusive no efluente bruto, o que pode ter sido gerado por alguma etapa do processo produtivo da indústria avícola, ou mesmo estar associado com a proliferação de algas, uma constante durante todo o experimento, dados os níveis excessivos de nutrientes. Os maiores valores de pH durante as coletas foram encontrados nos protótipos denominados “branco ascendente”, onde a quantidade de nutrientes também foi maior, e, conseqüentemente, a proliferação de algas era notável, corroborando para a hipótese acerca dos maiores valores de pH estarem relacionados com estas.

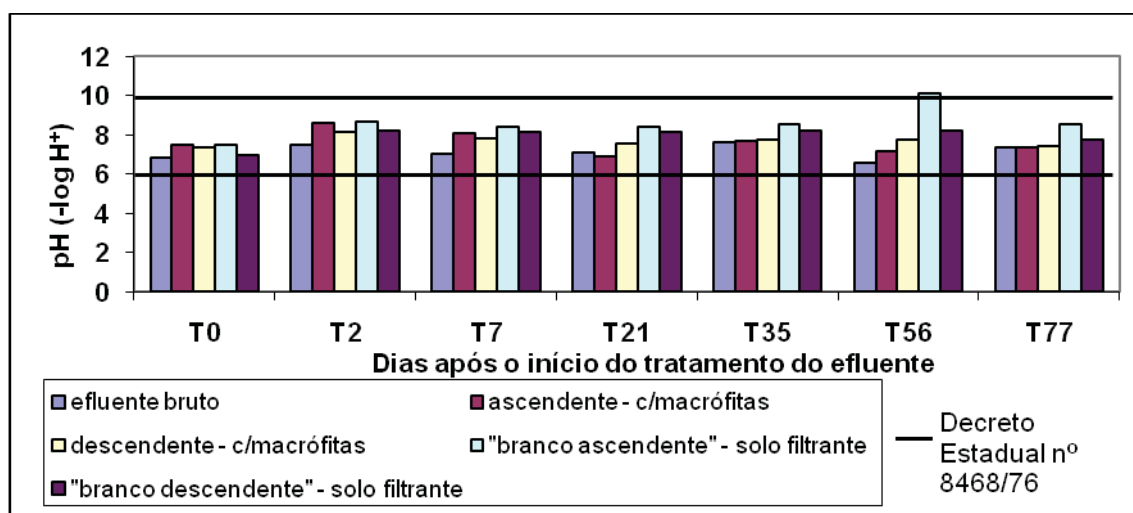


Figura 29. Médias dos valores de pH dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante.

Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Decreto Estadual nº8468/76 (CETESB, 1976) – Limite mínimo e máximo (entre 6,0 e 10,0) estabelecido para lançamento de efluentes em sistemas de esgoto.

Os principais fatores que podem causar alterações no pH são a respiração, fotossíntese, adubação, calagem e fontes poluidoras (SIPAÚBA-TAVARES, 1994). Com exceção ao máximo valor encontrado, todos os outros se enquadraram no Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976) que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos (variação de pH entre 6,0 e 10,0).

Como já mencionado anteriormente, devido à erros de leituras na Sonda YSI modelo 556 MPS usada para medir o oxigênio dissolvido (O.D.), a maioria dos valores não pode ser determinado. Mesmo assim, observa-se nas Tabelas 4 a 10 que há uma expressiva melhora nos níveis de oxigênio dissolvido, principalmente nos protótipos “ascendentes” e “descendentes”, onde há a presença de solo filtrante e macrófitas. O oxigênio é um fator limitante no ciclo do nitrogênio, tendo grande importância para o crescimento de bactérias responsáveis pela amonificação, nitrificação e nitrificação.

Os valores de sólidos totais dissolvidos (S.T.D.) e da condutividade elétrica estão intimamente relacionados, sendo que esta relação pode ser verificada nos resultados aqui obtidos. Quanto a sólidos totais dissolvidos, os valores médios variaram entre 435,5 e 864,0 mg.L⁻¹ (Figura 27). Na figura 28 verifica-se que a maior eficiência (49,62%) foi obtida no tratamento “ascendente”, que contém solo filtrante e macrófitas e esta ocorreu após 77 dias de experimento. Apenas o valor obtido no protótipo “ascendente”, T₇₇ dias, mostrou-se inferior ao limite (500 mg.L⁻¹) estabelecido pela legislação para águas doces de classe 2, Resolução 357 (BRASIL, 2005). Os protótipos tipo “ascendente” apresentaram eficiências pouco superiores aos protótipos “descendentes” e os melhores resultados se deram nos protótipos “branco ascendente”. Bezerra et al. (2001) analisou o efluente de um abatedouro de aves no Mato Grosso do Sul, tratado pelo sistema de lagoas de estabilização, obtendo redução de 64,1% para este parâmetro.

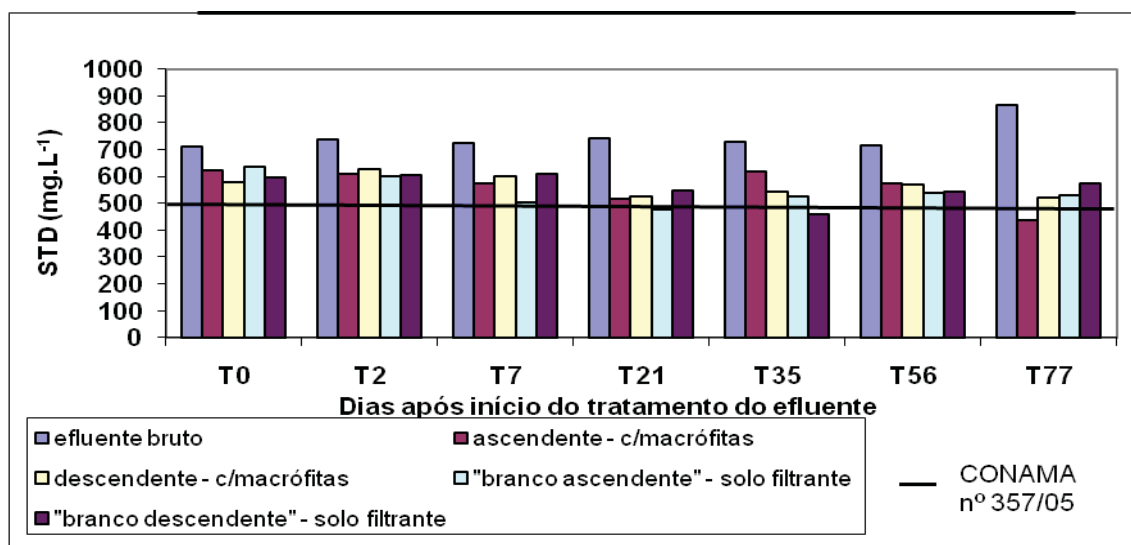


Figura 30. Médias dos valores de sólidos totais dissolvidos (STD – mg.L^{-1}) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início. Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite mínimo (500 mg.L^{-1}) estabelecido para águas doces de classe 2.

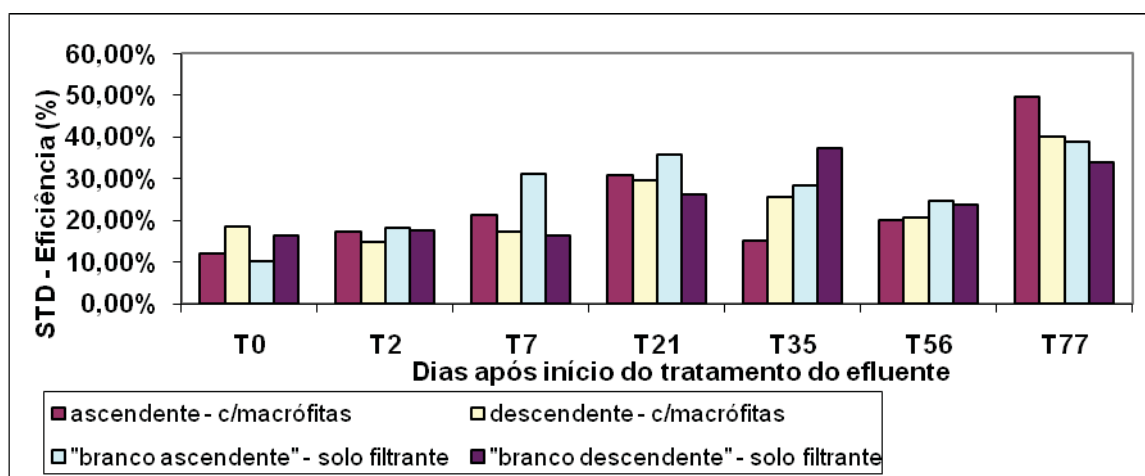


Figura 31. Eficiências (%) obtidas para sólidos totais dissolvidos (STD) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

As médias dos valores obtidas para condutividade ficaram entre 669,5 e 1328,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (Figura 29) considerados bem acima do recomendado (40 a 70 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), segundo Sipaúba-Tavares (1994). Esses altos valores de condutividade elétrica podem ser relacionados à grande quantidade de matéria orgânica provenientes da evisceração das aves (MARQUES et al., 2007). O rompimento do trato gastrointestinal ou do inglúvio durante esta etapa do processo é um dos responsáveis pela contaminação com matéria orgânica de origem fecal (OLIVEIRA et al., 2009), incrementando a condutividade elétrica. A figura 30 mostra a variação ocorrida quanto às eficiências nos diferentes tipos de tratamento aqui usados. A maior delas (49,59%) foi alcançada no 77º dia pelo sistema “ascendente”, apresentando comportamento semelhante ao verificado para sólidos totais dissolvidos. Seguindo essa mesma linha, os protótipos “ascendentes” demonstraram maior eficiência infimamente que os protótipos “descendentes”. Reidel et al. (2005) avaliando o desenvolvimento da tilápia do Nilo em efluente de frigorífico tratado com macrófita aquática, obteve valores de condutividade da ordem de 1779,7 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ em um TRH de 10 dias, suior àqueles aqui encontrados.

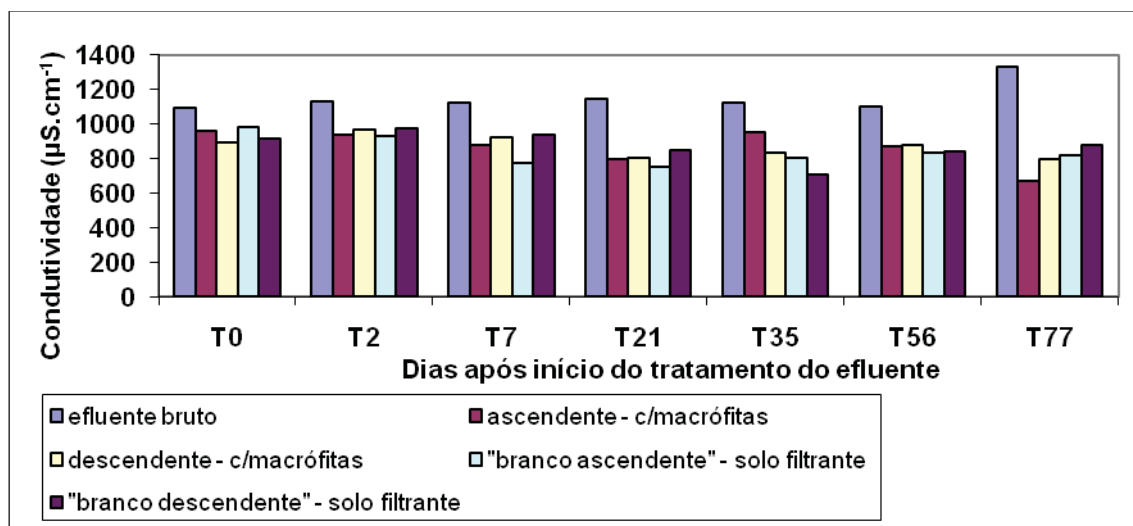


Figura 32. Médias dos valores de condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

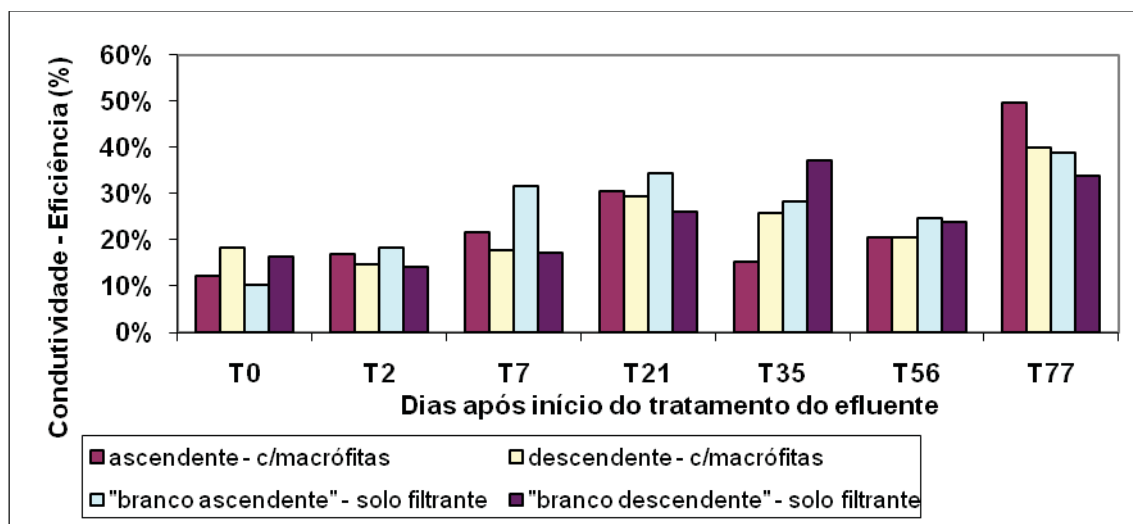


Figura 33. Eficiências (%) obtidas para condutividade dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Os resultados atingidos quanto à salinidade variaram entre 0,33 e 0,66.% (Figura 31), apresentando redução ao longo do experimento até o 21º dia, inferiores ao limite estabelecido pela legislação (0,5%) para águas doces, Resolução 357 (BRASIL, 2005), exceção feita ao efluente bruto. Em termos de eficiência (Figura 32), a maior redução foi 50% e ocorreu após 77 dias de experimento no “ascendente”, contendo solo filtrante e macrófitas. O desempenho dos protótipos “ascendentes” foi ligeiramente superior aos protótipos “descendentes”.

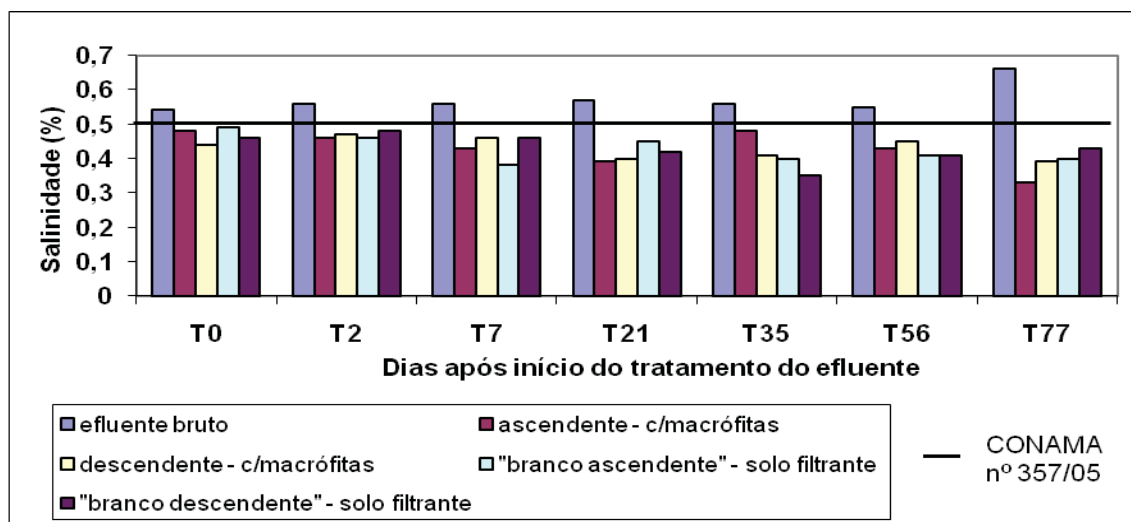


Figura 34. Médias dos valores de salinidade (%) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite máximo (0,5%) estabelecido para águas doces de classe 2.

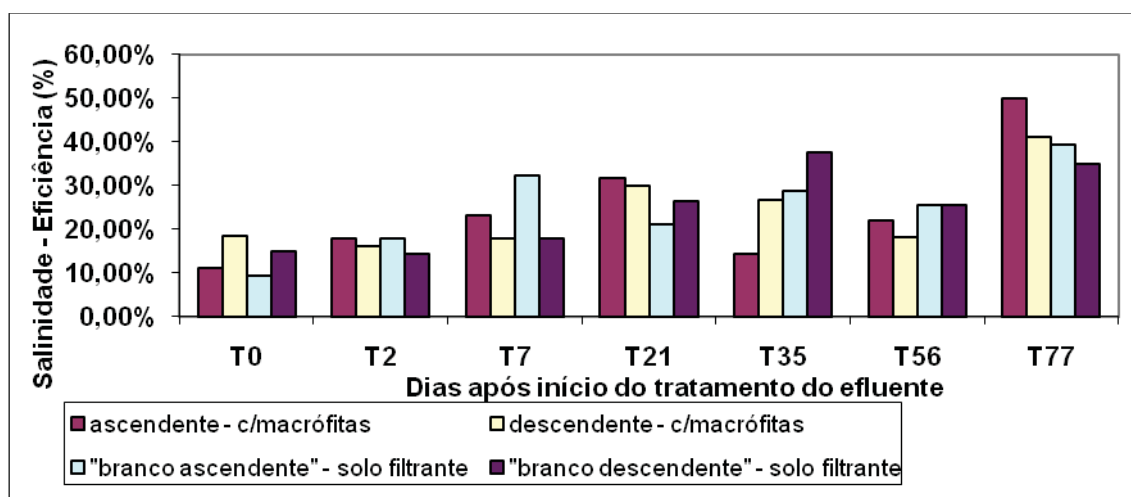


Figura 35. Eficiências (%) obtidas para salinidade dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

O fitoplâncton é considerado uma das maiores fontes de turbidez e, juntamente com os sólidos em suspensão, são responsáveis pela redução da penetração de luz dada sua abundância (VON SPERLING, 2005). Na figura 33 se encontram os valores médios obtidos para turbidez durante os 77 dias de experimento, demonstrando redução temporal e espacial (com exceção do 35º dia de tratamento), variando entre 3,05 e 340,0 UNT. Os maiores valores foram obtidos no efluente bruto, provavelmente devido à grande quantidade de sólidos em suspensão, visível nas coletas e também em sua coloração opaca. Já nos protótipos tratados, o “branco ascendente” exprimiu altos valores, provavelmente devido à proliferação do fitoplâncton, como consequência da presença de excesso de compostos nitrogenados e fosfatados. Tal afirmação pode ser evidenciada pela coloração característica assumida a partir do 35º dia de experimento.

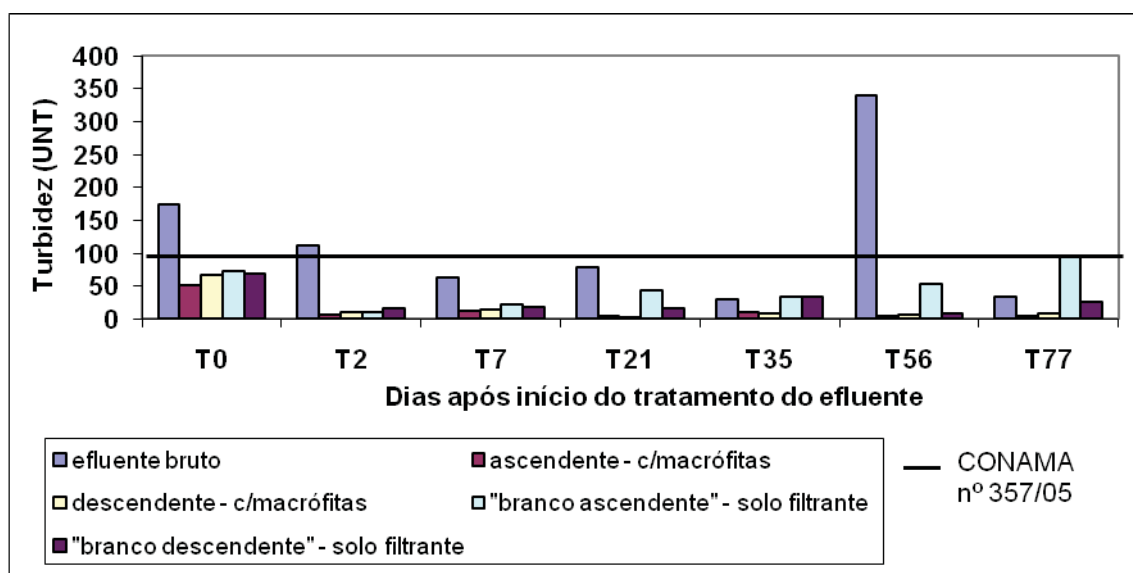


Figura 36. Médias dos valores de turbidez (UNT) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite máximo (100 UNT) estabelecido para águas doces de classe 2.

Copetti (2010) abordou a eficiência de tratamento simplificado com zona de raízes dos resíduos de abatedouro de aves, de produção de queijos e de vinhos e sucos. Para a indústria de abatimento avícola, obtiveram-se valores entre 3,5 e 79,7 UNT, tanto para o tratado quanto para o bruto, valores semelhantes, em termos médios, aos encontrados neste estudo. Neste estudo, salvo alguns valores do efluente bruto, todos os outros atenderam à legislação vigente (100

UNT) para águas doces de classe 2, Resolução 357 (BRASIL, 2005). Estes valores foram reduzidos significativamente após a passagem pelos sistemas de tratamentos estudados. O CWS utilizado se mostrou muito eficiente em relação à diminuição desta variável, obtendo números que chegaram a 98,56% nos protótipos “ascendentes”. As melhores reduções ocorreram visivelmente nos sistemas contendo solos filtrantes e macrófitas em relação aos sistemas contendo apenas solos filtrantes (Figura 34). Os protótipos “ascendentes” revelaram ser mais eficientes do que os “descendentes” para tal variável. O próprio Copetti (2010) detectou eficiência no tratamento de efluente avícola para a diminuição deste parâmetro, obtendo reduções de 69,13% para turbidez, com 260 dias de tratamento.

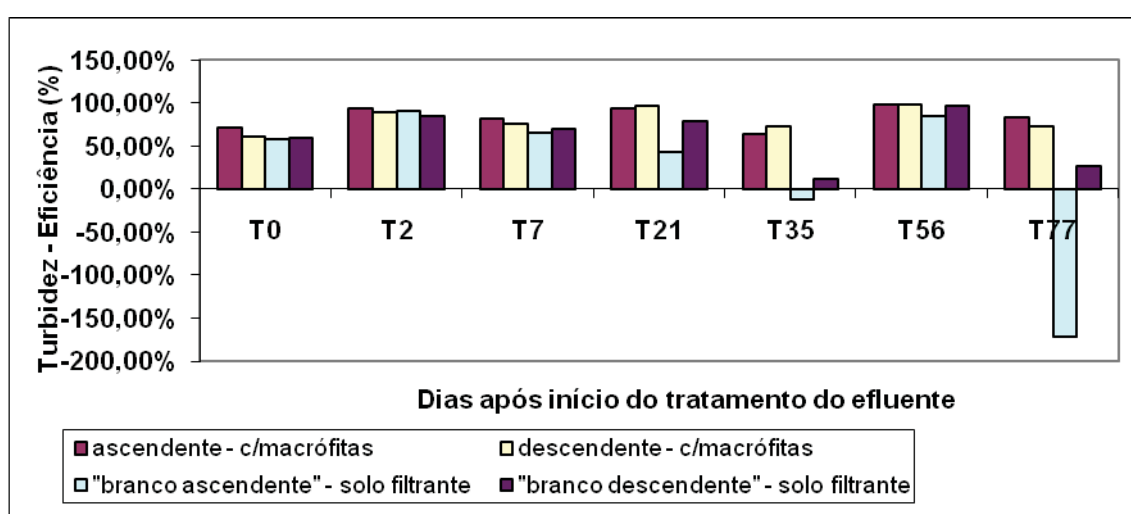


Figura 37. Eficiências (%) obtidas para turbidez dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

As médias dos valores encontrados para amônia, que variaram de 15,0 a 109,0 mg.L⁻¹ (Figura 35). Não houve enquadramento em relação à legislação vigente, Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976), que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos, não cita valores para este parâmetro. Durante o experimento, os maiores valores tenderam a ocorrer no tanque de armazenagem de efluente bruto e os menores valores médios no “branco ascendente”. As maiores eficiências permaneceram entre o protótipo “descendente” e o “branco ascendente” com 80,77% e 77,03%, respectivamente (Figura 36). Não houve, contudo, significativa distinção entre os tratamentos

“ascendente” e “descendente”. Chen et al. (2006) examinaram a capacidade de utilização de CWS para remoção de poluentes industriais. Com um T.R.H. de 5 dias e vegetados com *Phragmites communis*, os protótipos chegaram à diminuições de 56% para amônia.

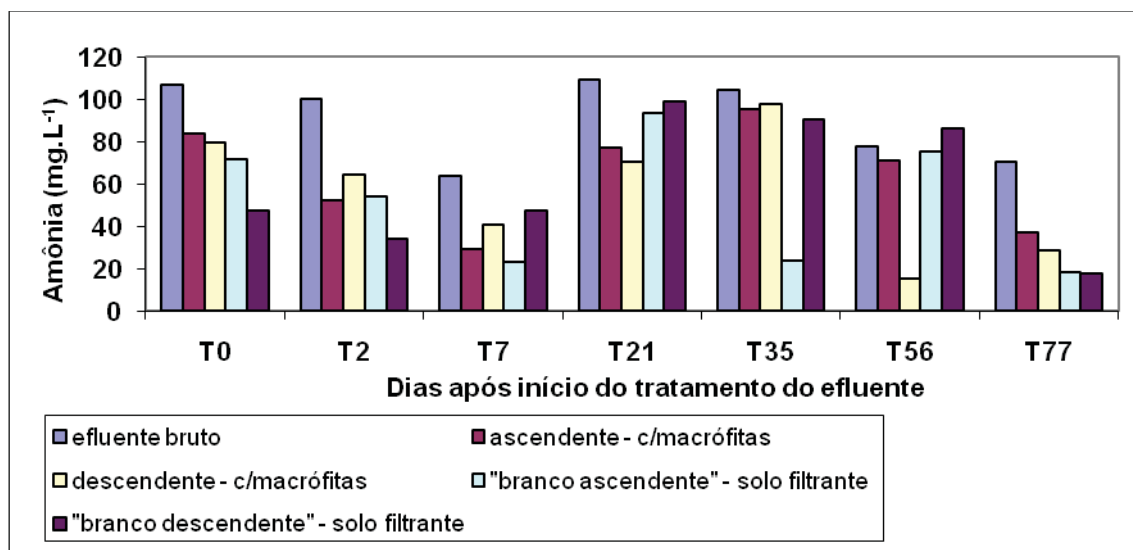


Figura 38. Médias dos valores de amônia (mg.L^{-1}) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante.

Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

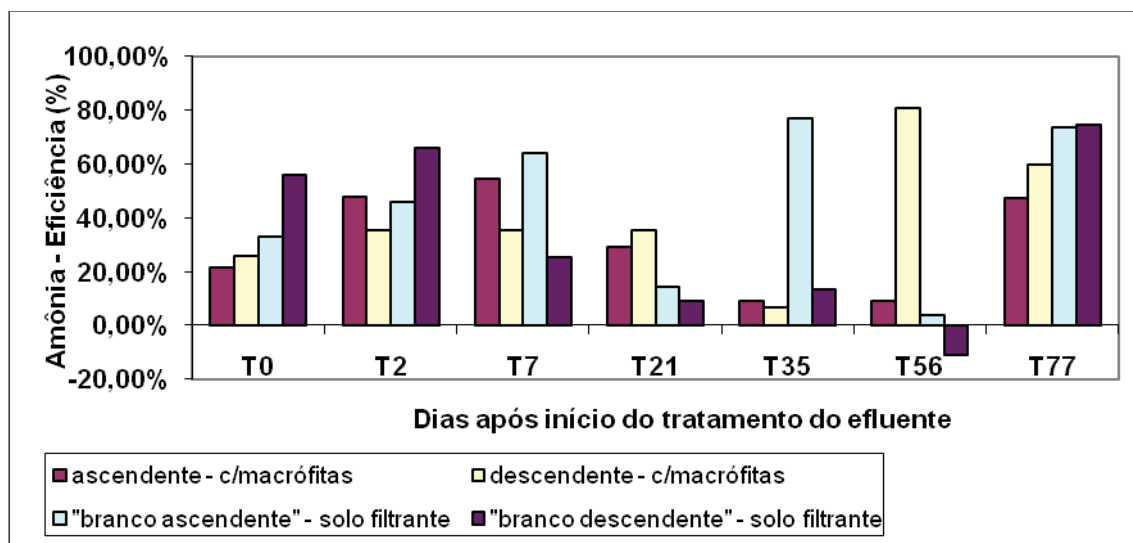


Figura 39. Eficiências (%) obtidas para amônia dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Nos efluentes de frigoríficos, os compostos nitrogenados provêm, principalmente, da degradação de gorduras e proteínas, juntamente com ácidos orgânicos voláteis e aminas (CIKOSKI et al., 2008). Um grande problema causado por esses compostos é a eutrofização dos corpos hídricos, que provoca um aumento excessivo de algas e cianobactérias e deteriora a qualidade da água. Um importante processo que ocorre no CWS é a nitrificação, a qual é responsável por reduzir a toxicidade dos compostos nitrogenados na água, por meio da transformação da amônia em nitratos, por bactérias aeróbias. Durante esse processo, há transformação de amônia em nitrito (forma intermediária e instável) pelas bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus* e posteriormente é oxidado a nitrato por bactérias quimiossintetizantes, *Nitrobacter*. Este composto é considerado a forma menos tóxica e que pode ser liberado para o solo e absorvidos/metabolizados pelas plantas, porém ainda causando danos ao ambiente quando lançado nas águas (MACARTHY et al., 2007).

Os valores médios encontrados para nitrito ao longo dos 77 dias de tratamento (Figura 37) ficaram fora do limite ($1,0 \text{ mg.L}^{-1}$) estabelecido pela legislação federal vigente para águas doces de classe 2, Resolução 357 (BRASIL, 2005) em grande parte do tratamento, exceção feita ao efluente bruto e aos primeiros dias de coleta (T₀ e T₂ dias). O sistema mostrou-se ineficiente para remoção de nitrito, devido à grande quantidade de matéria orgânica de origem animal e portanto, rica em nitrogênio e considerando o tempo de coleta e outros fatores ambientais dos CWSs,

verificou-se o aumento dos produtos do ciclo deste elemento. Assim ocorreram acréscimos de nitrito e nitrato presentes no solo filtrante. O nitrito variou entre 0,011 e 34,95 mg.L⁻¹. No início do experimento (T₀ e T₂ dias) houve uma pequena redução dos valores de nitrito, chegando a eficiências de 59,26% (Figura 38).

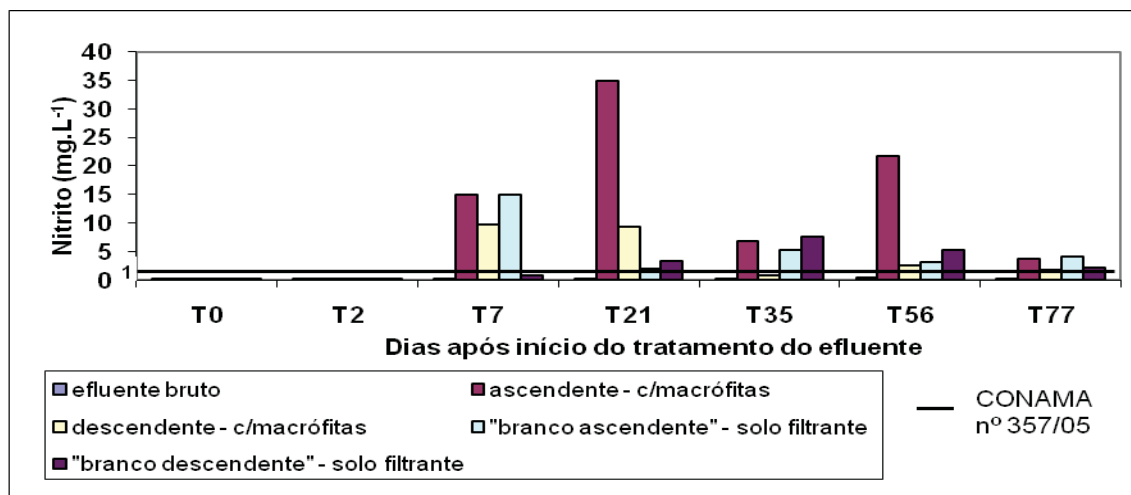


Figura 40. Médias dos valores de nitrito (mg.L⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante.

Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite máximo (1,0 mg.L⁻¹) estabelecido para águas doces de classe 2.

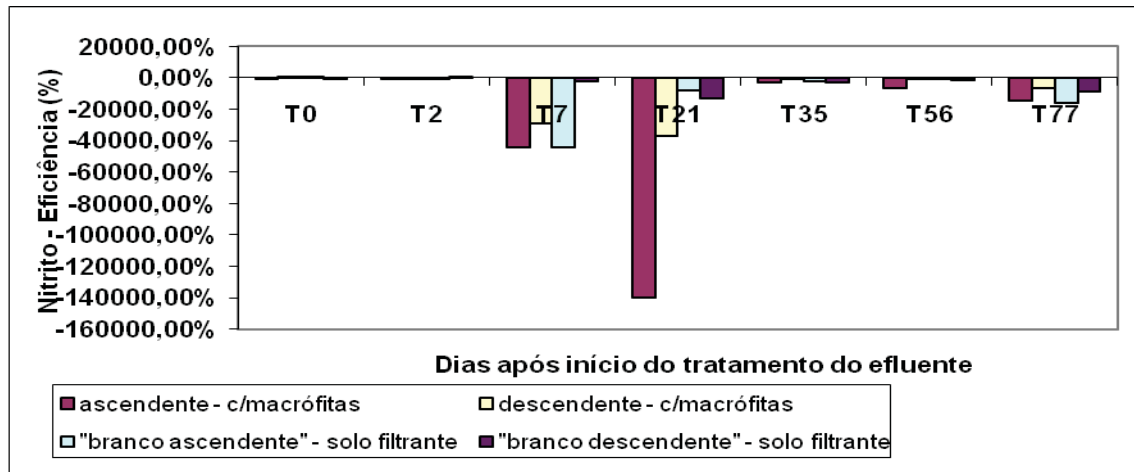


Figura 41. Eficiências (%) obtidas para nitrito dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Quanto aos valores médios de nitrato, houve grande variação dos mesmos, ficando entre 0,1 e 228,8 mg.L⁻¹ (Figura 39), dada a continuidade no processo de degradação da matéria orgânica e a subsequente transformação de nitrito em nitrato. A maioria deles não se enquadrou dentro do limite (10 mg.L⁻¹) estabelecido pela legislação vigente para águas doces de classe 2, Resolução 357 (BRASIL, 2005). As maiores reduções se deram no 21º dia de tratamento, alcançando 93% de eficiência no “branco ascendente” (Figura 40). Porém, grande parte das eficiências foi negativa, variando entre -16,67% a -2414,29%, devido ao acúmulo desta variável.

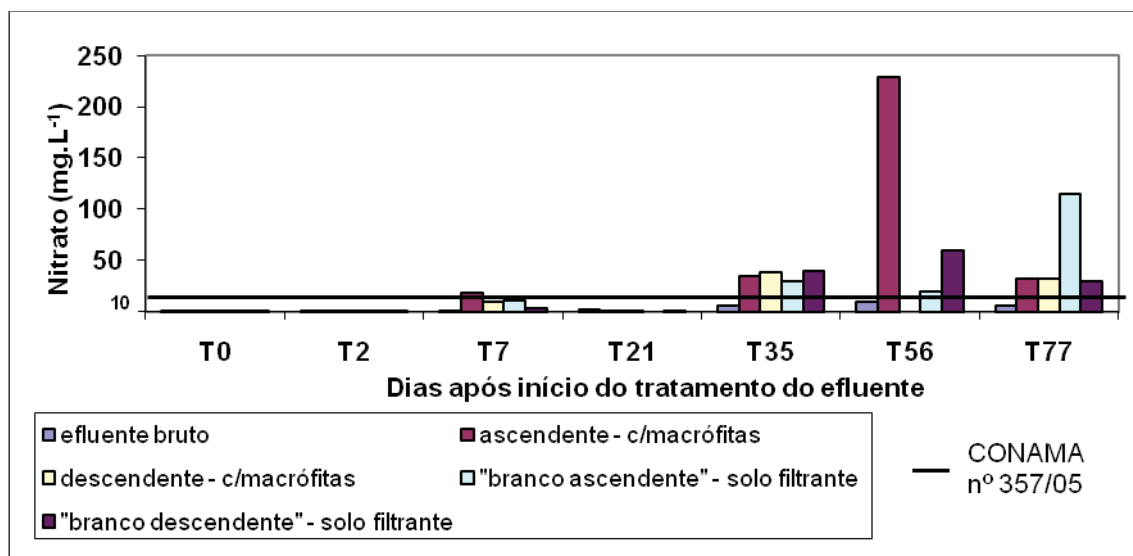


Figura 42. Médias dos valores de nitrato (mg.L^{-1}) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante.

Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite máximo ($10,0 \text{ mg.L}^{-1}$) estabelecido para águas doces de classe 2.

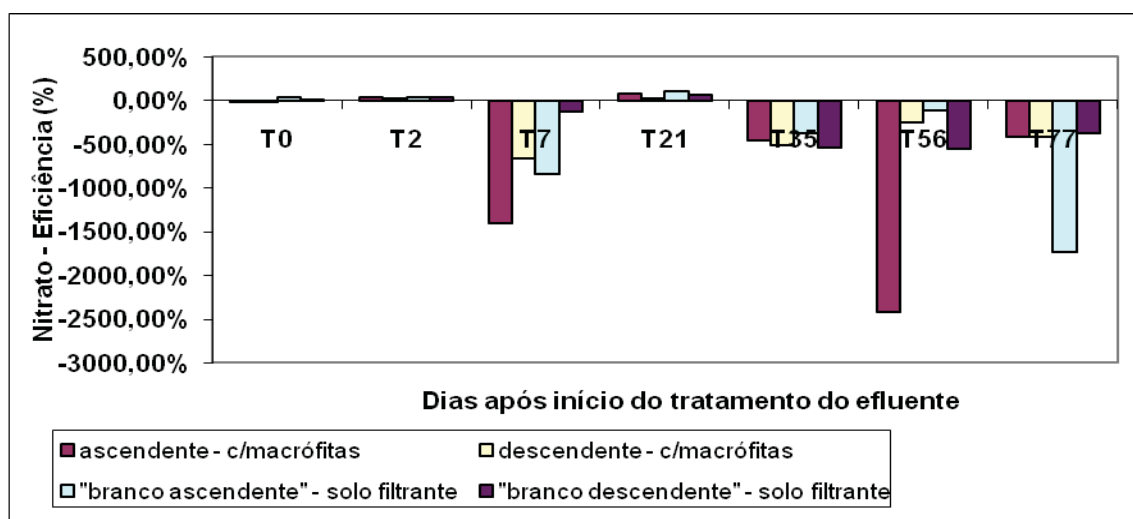


Figura 43. Eficiências (%) obtidas para nitrato dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

As médias dos valores obtidos para nitrogênio total foram altas e variaram entre 133 e 959 mg.L⁻¹ (Figura 41). Os maiores valores foram notados no tanque que continha o efluente bruto. Neste caso, já que nenhuma referência é feita na legislação vigente, não há necessidade de atendimento ao Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976), que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos. Os valores aqui registrados, porém, se encontram muito distantes das exigências pela legislação em vigor (3,7 mg.L⁻¹) estabelecida para águas doces classe 2, Resolução 357 (BRASIL, 2005). O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações, como é o caso, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos, a chamada eutrofização. Verdadeiros “tufos” de algas e cianobactérias apareciam freqüentemente nos protótipos (Figura 62) e eram retirados periodicamente. Observou-se redução temporal e espacial com relação a esse parâmetro, com exceção ao T₃₅ dias. As melhores eficiências encontradas para nitrogênio total ocorreram no sistema “ascendente” que continha solo filtrante e macrófitas, contudo a maior remoção de 82,83% no T₇ dias de experimento ocorreu no protótipo “branco ascendente” (Figura 42). Calijuri et al. (2008) avaliaram o comportamento temporal, durante 19 meses, da eficiência de remoção de nutrientes (N e P) em sistemas CWSs cultivados com *Typha sp.* e *Brachiaria arrecta*, com TDH de 2,7 a 7,1 dias, como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. O sistema, todavia, apresentou instabilidade na remoção de nitrogênio, com eficiência máxima de 67%, este sendo menor do que o índice encontrado neste presente estudo.

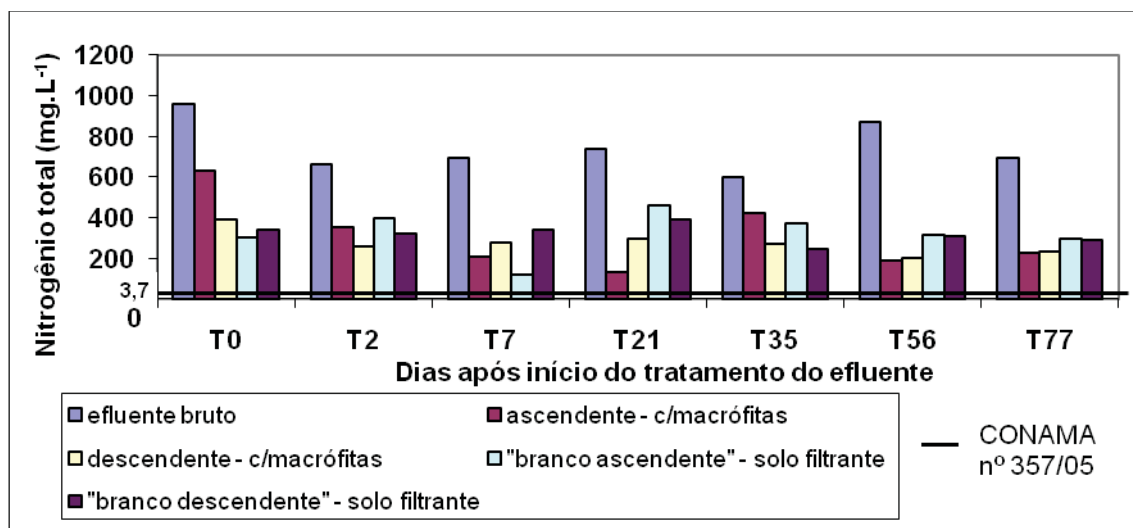


Figura 44. Médias dos valores de nitrogênio total (mg.L^{-1}) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite máximo ($3,7 \text{ mg.L}^{-1}$) estabelecido para águas doces de classe 2.

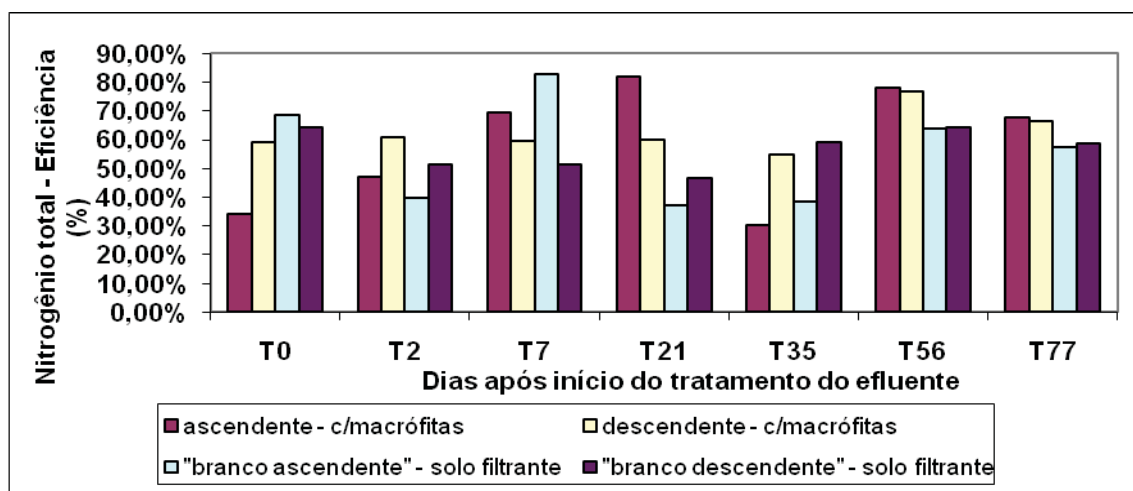


Figura 45. Eficiências (%) obtidas para nitrogênio total dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Os valores médios obtidos para fósforo total variaram entre 3,158 e 51,248 mg.L^{-1} (Figura

43), considerados elevados quando comparados com o limite estabelecido pela legislação vigente, $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, para águas doces de classe 2, Resolução 357 (BRASIL, 2005). Não há especificações quanto ao padrão de emissão de efluentes em sistemas de esgoto. Esses valores altos de fósforo total talvez contribuíram para condições favoráveis quanto ao crescimento do fitoplâncton, observado durante o experimento, e para o fenômeno da eutrofização. O uso do solo possibilitou melhores eficiências na redução desta variável, provavelmente pela capacidade deste em adsorver o fósforo, processo intensificado pela presença de compostos orgânicos, bem como pela presença de alumínio e ferro. Na figura 44 verifica-se a eficiência para redução da quantidade de fósforo total no efluente, sendo as mais altas encontrada geralmente nos protótipos de simulação contendo solo filtrante e macrófitas, variando entre -164,54% e 83,95%, e destacando o papel do aguapé na remoção do mesmo. Não houve diferenças relevantes entre os sistemas “ascendente” e “descendente”.

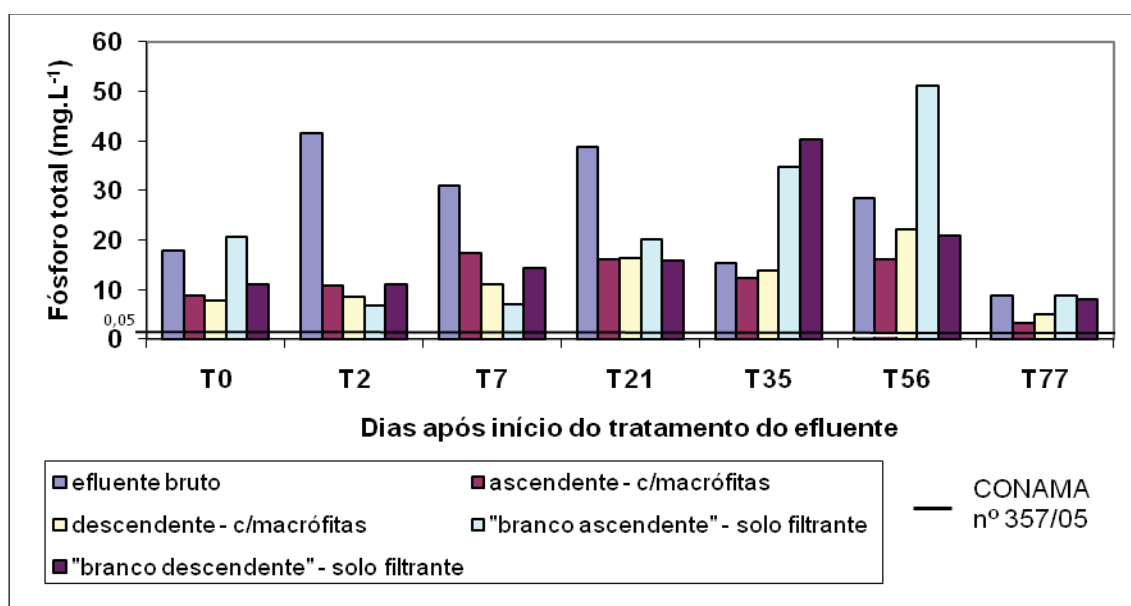


Figura 46. Médias dos valores de fósforo total (mg.L^{-1}) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Resolução 357 (BRASIL, 2005) – Limite máximo ($0,050 \text{ mg.L}^{-1}$) estabelecido para águas doces de classe 2.

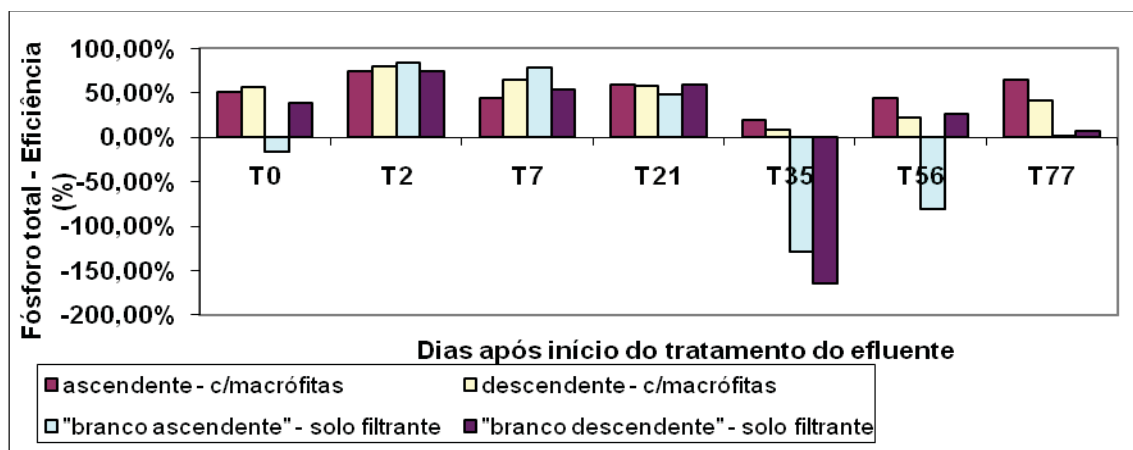


Figura 47. Eficiências (%) obtidas para fósforo total dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Um dado que apóia a hipótese de ter havido saturação do sistema seriam as eficiências não só dos protótipos constituídos de solo filtrante e macrófitas, bem como dos sistemas contendo apenas solo filtrante (“branco ascendente” e “branco descendente”) estarem reduzidas entre o T₂₁ e T₃₅ dias de experimento e ocorrendo eficiências negativas, indicando a restituição parcial do fósforo adsorvido de volta ao efluente após a sobrecarga. Naime (2005) estudou a utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais e chegou a remoções de fósforo variando entre 54 e 72%.

Com a aplicação constante do efluente para tratamento haverá um acúmulo de nitrogênio e fósforo nos solos. Esses elementos ao atingirem um nível de saturação no solo, podem ser lixiviados, aumentando as concentrações nos efluentes e reduzindo a eficiência de remoção dos sistemas ao longo do período de operação (SILVA et al., 2007).

A figura 45 apresenta as médias dos valores obtidos para material em suspensão, onde pode ser observada grande variação espacial e temporal dos mesmos, entre 7,0 e 226,0 mg.L⁻¹. Material em suspensão (sólidos suspensos totais – SST) é uma variável que está relacionada com a penetração de luz na água, podendo em altos níveis prejudicar o processo de fotossíntese diminuindo a produtividade dos organismos aquáticos. Não houve enquadramento na legislação, porque o Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976), que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos, não estabelece certo limite para esta variável. Verificou-se alta remoção de material em suspensão, figura 46,

principalmente no T₂ e T₅₆ dias de experimento. Os sistemas contendo solos filtrantes e macrófitas demonstraram melhores resultados do que aqueles com solo filtrante apenas. O sistema “descendente” apresentou melhor performance do que o “ascendente”, com eficiências entre 26,32 a 92,13%. Nos “brancos” do experimento, a remoção se deu, provavelmente, devido à decantação das partículas sólidas no fundo das caixas usadas para construção dos protótipos. Valentim (2003) avaliou a operação e o desempenho de tratamento de esgoto com CWSs de fluxo subsuperficial que operaram como pós-tratamento de um tanque séptico modificado e classificou como boa a capacidade de redução de sólidos suspensos totais, entre 40 e 81%, valores inferiores aqueles aqui encontrados.

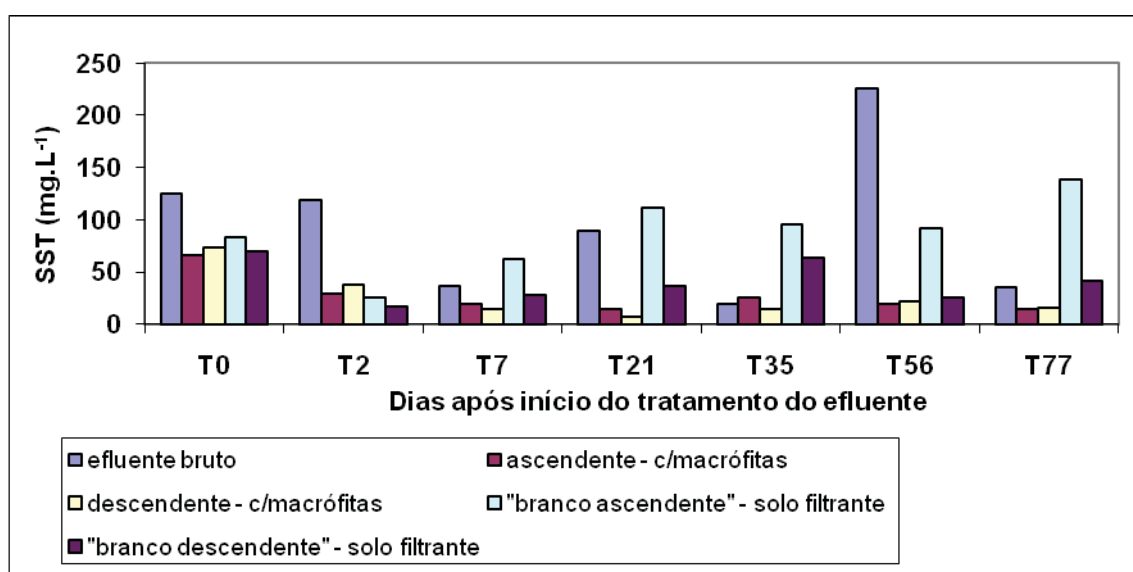


Figura 48. Médias dos valores de sólidos suspensos totais (SST – mg.L⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

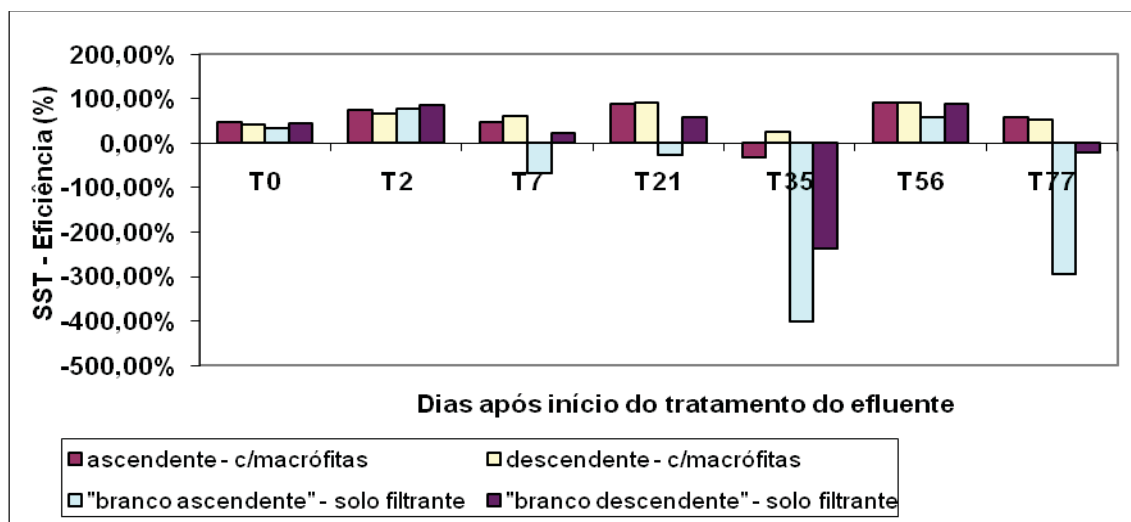


Figura 49. Eficiências (%) obtidas para sólidos suspensos totais (SST) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Os valores médios da demanda química de oxigênio (DQO) foram elevados nos T₀, T₂ e T₇ dias, tendo tendência de diminuição temporal, espacial e estabilização, com exceção ao 35º dia de tratamento. A partir de T₂₁ dias, os valores ficaram entre 40,0 e 682,0 mg.L⁻¹ (Figura 47). Com relação à eficiência, houve redução significativa em todos os sistemas de tratamento estudados, com exceção a uma eficiência negativa (-2,99% no “branco ascendente”), e as maiores eficiências foram observadas no protótipo “ascendente”, variando entre 53,21 a 93,26%, e superiores ao protótipo “descendente” (Figura 48). No geral, os sistemas contendo macrófitas e solos filtrantes tiveram desempenho melhor do que aqueles contendo apenas solo filtrante. Mees (2006) avaliou o desempenho de *Eichhornia crassipes* em um sistema de matadouro e frigorífico, alcançando máximas remoções de 77,2% para DQO.

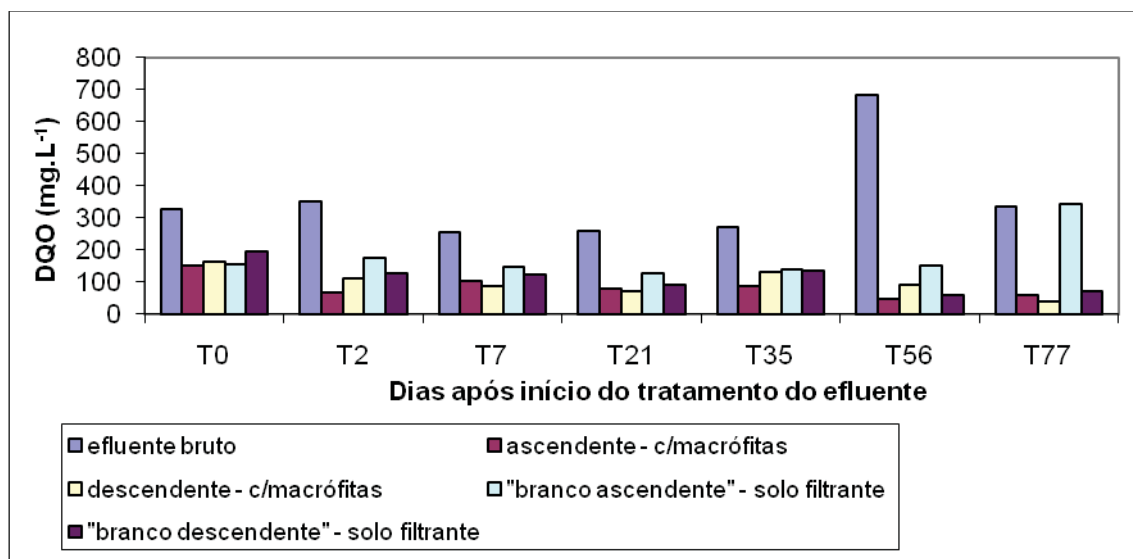


Figura 50. Médias dos valores de demanda química de oxigênio (DQO – mg.L⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

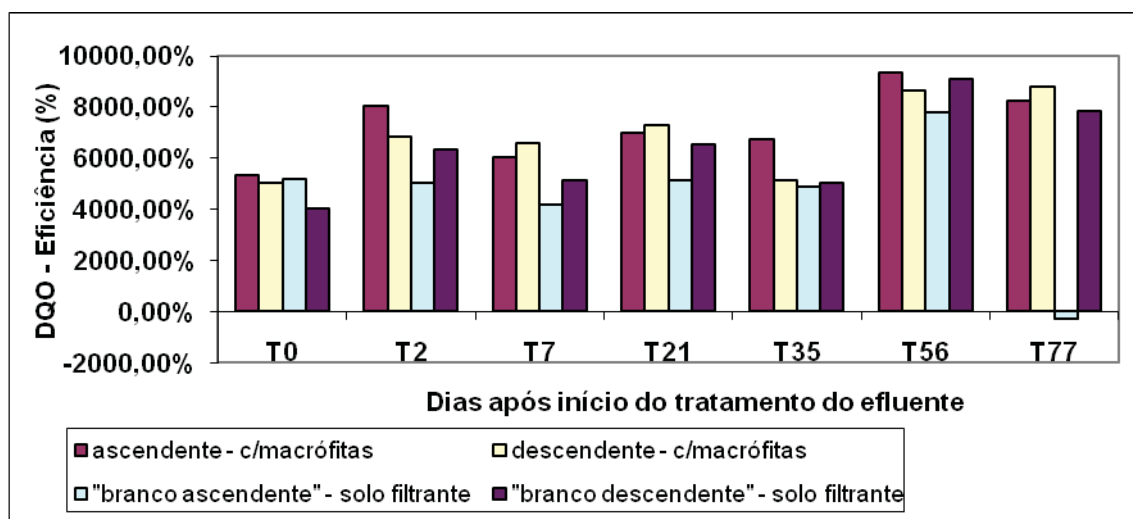


Figura 51. Eficiências (%) obtidas para demanda química de oxigênio (DQO) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

A redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) acompanhou a DQO e foi

observada em todos CWSs, sendo superior naqueles contendo macrófitas e solos filtrantes e os valores no geral ficaram entre 37,0 e 592,0 mg.L⁻¹(Figura 49). O sistema “ascendente” foi amplamente superior ao sistema “descendente”. As maiores eficiências surgiram com 56 dias de tratamento, variando entre 85,47% a 93,41% (Figura 50). Mees (2006), citada acima, avaliou eficiências máximas na ordem de 77,8% para DBO₅.

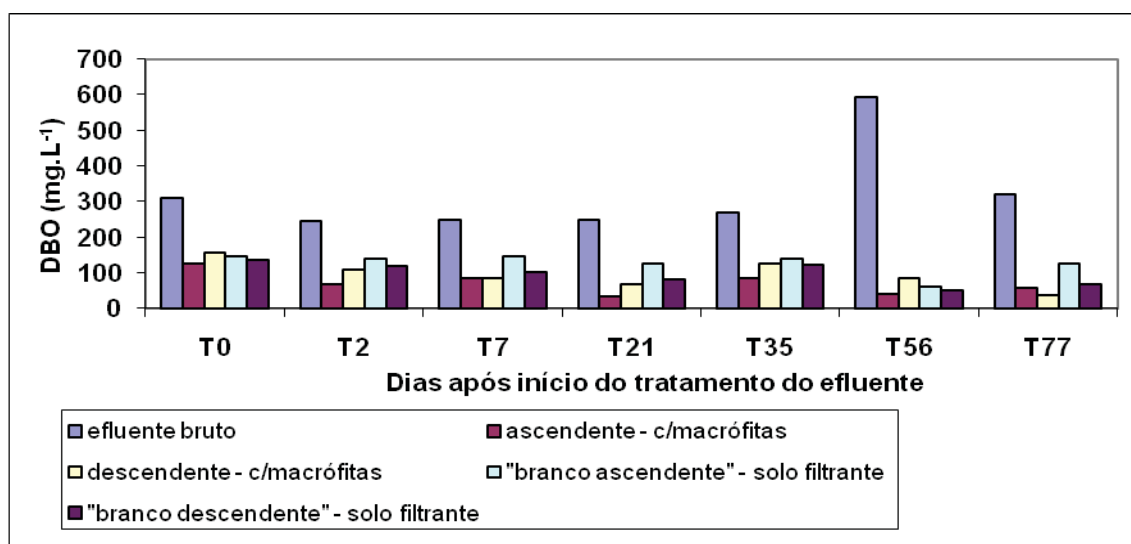


Figura 52. Médias dos valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅ - mg.L⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

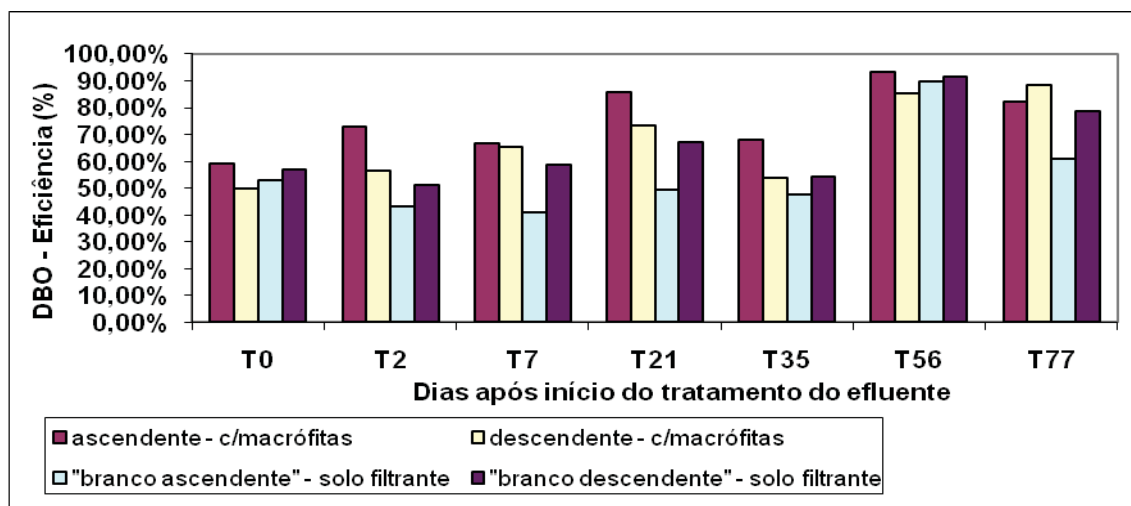


Figura 53. Eficiências (%) obtidas para demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Os coliformes totais foram reduzidos em todos os tratamentos, sendo que os protótipos com macrófitas e solos filtrantes se mostraram mais eficientes. Dentre eles, o sistema “ascendente” possibilitou melhores reduções, chegando a 99,98% de remoção de NMP deste microorganismo (Figura 51) e sua redução média foi de 90,48%. Os valores de coliformes totais ficaram entre 3000 e 48384000 NMP/100 mL (Figura 52), com as eficiências máximas atendendo ao Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 12 (de até 20000 NMP/100 mL) (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976) . Já os valores médios para *Escherichia coli* permaneceram entre 0 e 4838400 NMP/100 mL (Figura 53) e os mais eficientes também se enquadraram na legislação estadual referente ao Decreto 8468/76 – Lei 997 – Artigo 12 (de até 4000 NMP/100 mL) (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976). Seguindo as diminuições com relação aos coliformes totais, os protótipos “ascendentes” tiveram melhor desempenho, chegando a praticamente 100% de remoção (Figura 54), com média de 96,15%. Copetti (2010), obteve reduções médias de 38% para coliformes totais e 66% para coliformes fecais.

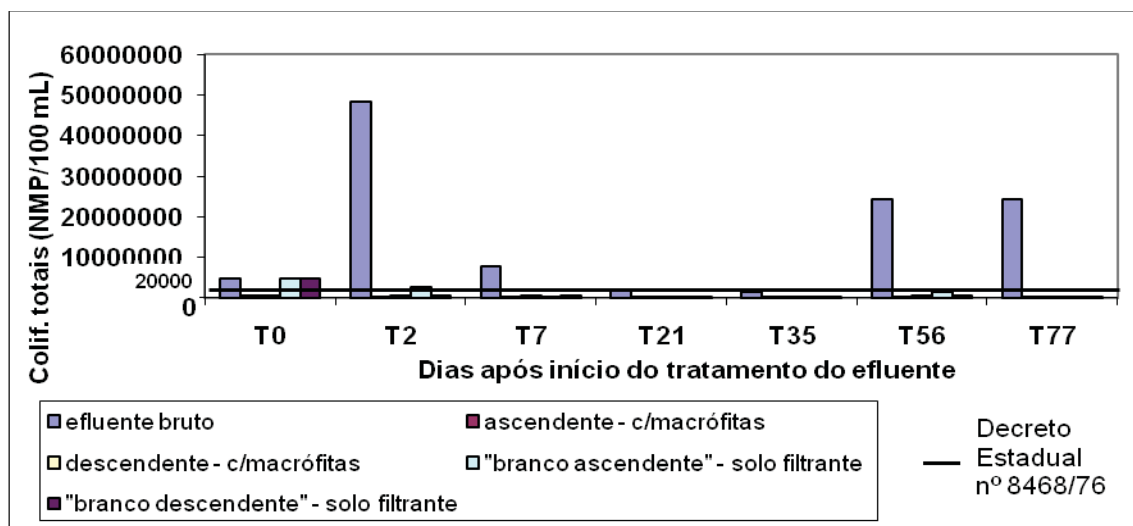


Figura 54. Médias dos valores de coliformes totais (NMP.100 mL⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início. Decreto Estadual nº8468/76 (CETESB, 1976) – Limite máximo (20.000 NMP/100 mL) estabelecido para lançamento de efluentes em sistemas de esgoto.

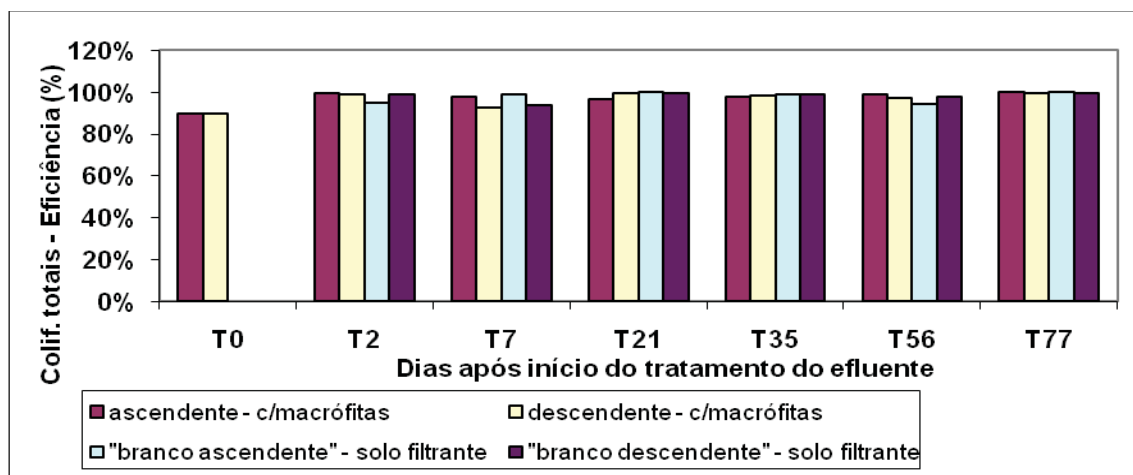


Figura 55. Eficiências (%) obtidas para coliformes totais dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

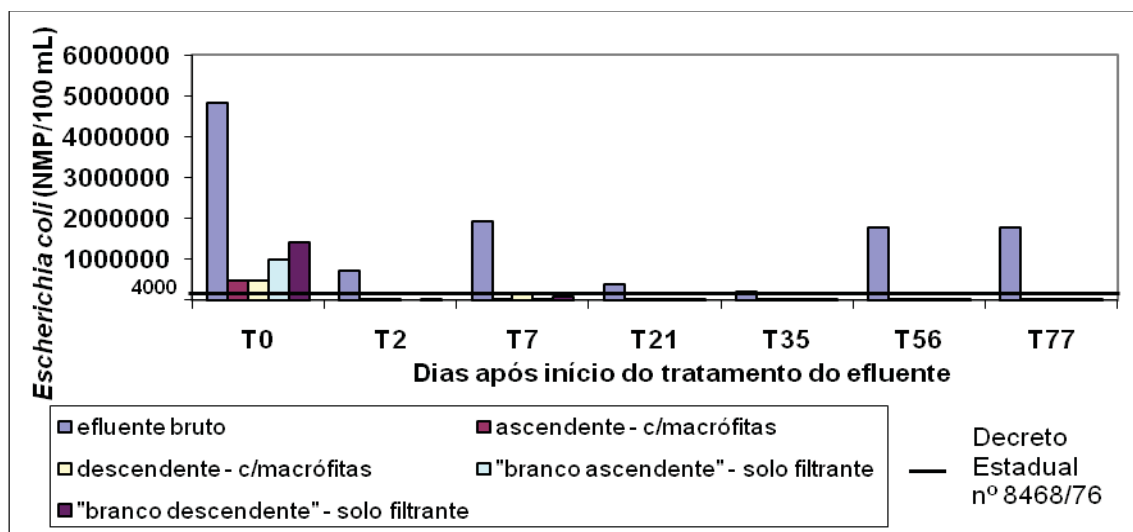


Figura 56. Médias dos valores de *Escherichia coli* (NMP.100 mL⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Decreto Estadual nº8468/76 (CETESB, 1976) – Limite máximo (4.000 NMP/100 mL) estabelecido para lançamento de efluentes em sistemas de esgoto.

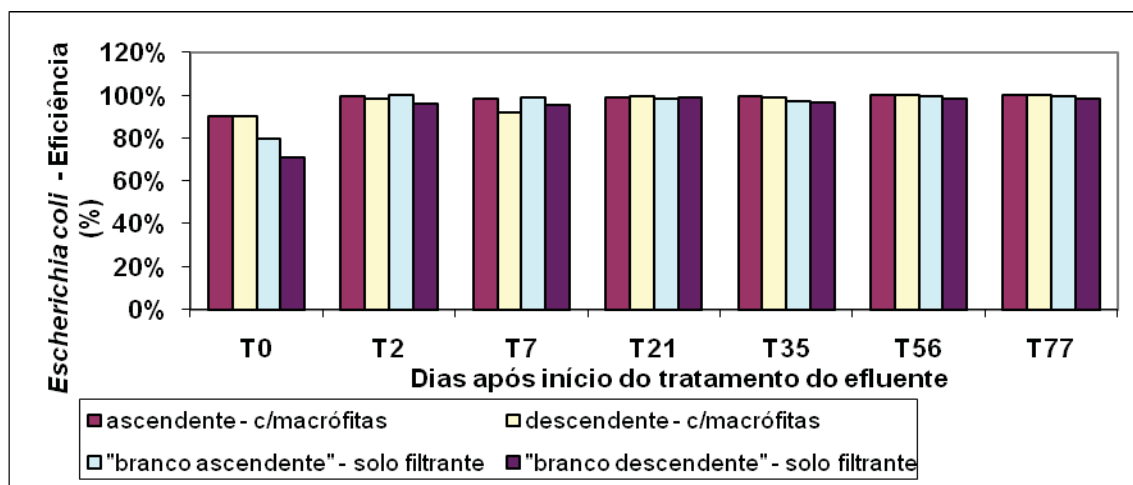


Figura 57. Eficiências (%) obtidas para *Escherichia coli* dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Quanto a sulfeto, os valores médios encontrados durante o experimento variaram entre 0 e

7,05 mg.L⁻¹ de S²⁻ (Figura 55), ocorrendo diminuição temporal e espacial ao longo do tempo, com exceção ao 35º dia, estando em conformidade com a legislação estadual, o Decreto 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976), que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos (até 10 mg.L⁻¹). O sistema como um todo se mostrou eficiente para a redução deste parâmetro, e as melhores eficiências foram verificadas no sistema contendo solo filtrante e macrófitas, do tipo “descendente”, com valor máximo de aproximadamente 100% (Figura 56.).

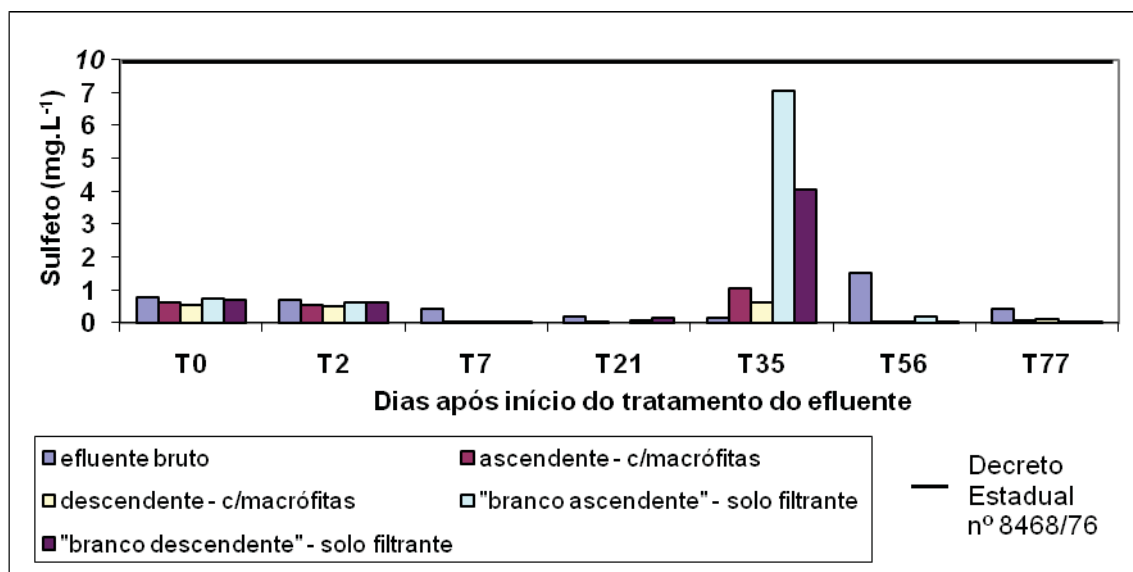


Figura 58. Médias dos valores de sulfeto (mg.L⁻¹) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Decreto Estadual nº8468/76 (CETESB, 1976) – Limite máximo (10 mg.L⁻¹) estabelecido para lançamento de efluentes em sistemas de esgoto.

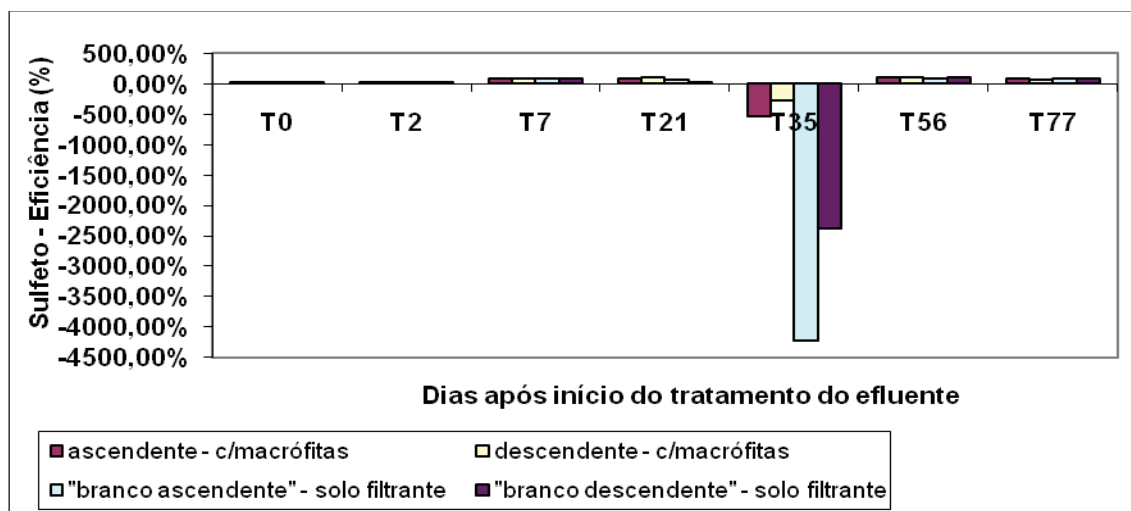


Figura 59. Eficiências (%) obtidas para sulfeto dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T₀ dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Já em relação ao sulfato, sua redução foi obtida em quase todos os tratamentos, com valores que estiveram entre 7,0 e 38,0 mg.L⁻¹ de SO₄ (Figura 57). Os valores aqui encontrados estiveram longe de ultrapassar o Decreto Estadual 8468/76 – Lei 997 – Artigo 19 A (Legislação Estadual/CETESB) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL, 1976), que estabelece os limites para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos, que limita ao máximo de 1000 mg.L⁻¹ para o sulfato. Os melhores resultados ocorreram no T₇₇ dias, com eficiências que chegaram a 78,95% (Figura 58). O fluxo ascendente apresentou melhores resultados que o fluxo descendente, mas as maiores eficiências se deram no protótipo “branco ascendente”. O sistema contendo apenas solo filtrante se comportou melhor na remoção de sulfato. Mbuligwe (2005) avaliou o papel das plantas nos CWS tratando o efluente gerado nas indústrias têxteis da Tanzânia, verificando reduções de 53-59% para sulfato.

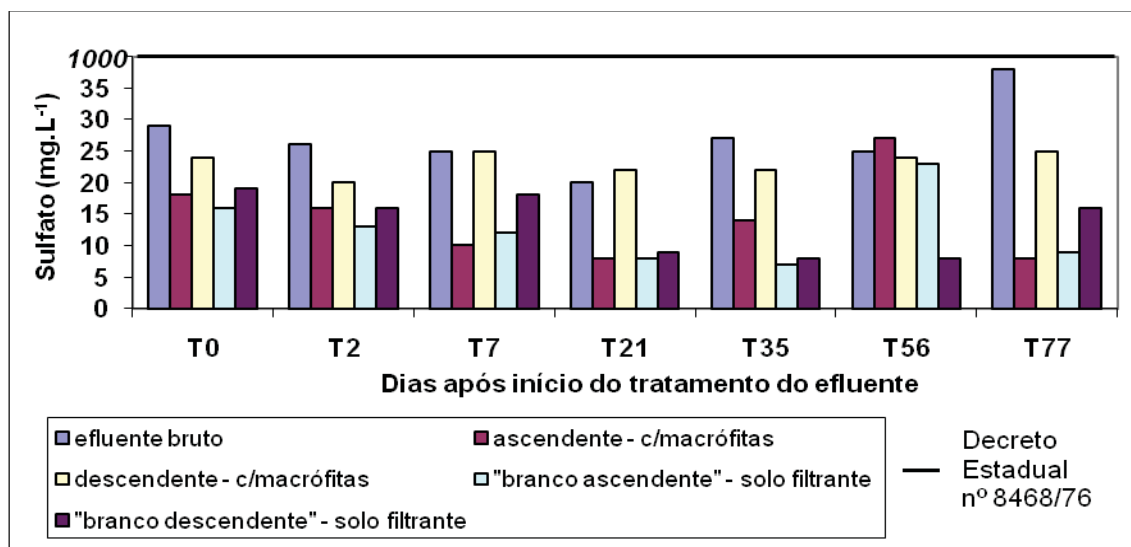


Figura 60. Médias dos valores de sulfato (mg.L^{-1}) dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T_0 dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Decreto Estadual nº8468/76 (CETESB, 1976) – Limite máximo (1.000 mg.L^{-1}) estabelecido para lançamento de efluentes em sistemas de esgoto.

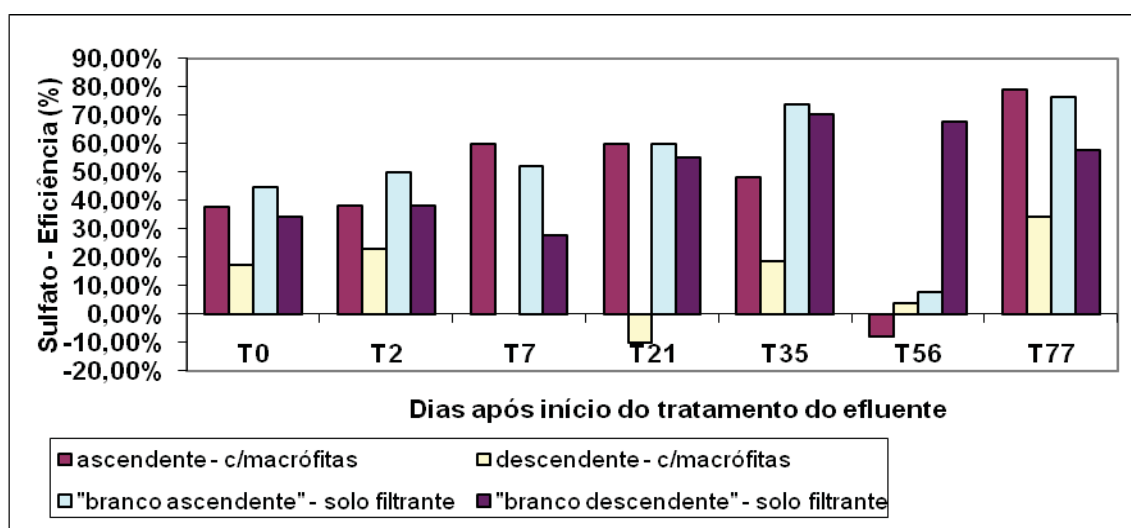


Figura 61. Eficiências (%) obtidas para sulfato dos efluentes gerados nos protótipos de simulação de CWSs, durante 77 dias de tratamento. Legenda: efluente bruto = efluente gerado na indústria avícola; ascendente- c/macrófitas = efluentes dos protótipos ascendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; descendente= efluentes dos protótipos descendentes contendo solo filtrante e as macrófitas; “branco ascendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo ascendente, contendo apenas solo filtrante; “branco descendente” = efluentes dos protótipos controle de fluxo descendente, contendo apenas solo filtrante. Obs: T_0 dias – representa o 1º dia de experimento, duas horas após o seu início.

Observou-se que nos sete dias iniciais de experimento, correspondente a T_0 , T_2 e T_7 dias, percebeu-se poucas reduções nos parâmetros analisados. Nesse período, pode-se supor que inicialmente houve uma lavagem do solo filtrante, ocorrendo incremento em alguns parâmetros após a passagem pelos sistemas de tratamento. Grande parte das eficiências se deram após 21 dias de experimento, fato que pode ser explicado através da estabilização dos CWSs, possibilitando com que estes entrassem em equilíbrio dinâmico entre solo filtrante, macrófitas e população de microrganismos presentes neste período.

Alguns parâmetros estudados (turbidez, DQO, DBO, amônia, coliformes totais, *Escherichia coli*, nitrogênio total e fósforo total) atingiram eficiência relevante a partir do início do experimento, fato que pode ter ocorrido em virtude do tipo de CWSs construído, caracterizado como sendo de despoluição hídrica com solo, oxigenação e tempo de retenção hídrica de 2,25 a 3,18 dias. Estas condições podem ser adequadas para serem utilizadas quando das instalações do sistema, em escala real, nas indústrias de abatedouro de frangos.

Ressalta-se ainda que durante o experimento, nos protótipos contendo inicialmente solo filtrante e macrófitas, surgiram larvas e insetos, após aproximadamente 30 dias de experimento, provavelmente devido às altas colonizações de aguapés, que fornecem as condições ideais para esses tipos de organismos. Verificou-se também que enquanto o primeiro compressor esteve quebrado, graças ao seu superaquecimento, a falta de oxigenação ocasionou o aparecimento de um lodo de coloração esverdeada, na superfície da maioria das caixas em que ocorriam os tratamentos (Figura 63). Possivelmente, tal surgimento está relacionado com a presença de bactérias verdes, que realizam fotossíntese sem oxigênio e que é denominada fotossíntese anoxigênica. Podem também ocorrer em ambientes de microaerofilia e condições aeróbicas (LIMA, 2009).

Outro fato que deve ser destacado foi o crescimento excessivo dos aguapés, dada as características do efluente tratado, rico na oferta de nutrientes (Figura 64). Tal crescimento afeta negativamente a qualidade do corpo hídrico, devido principalmente às baixas concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água, afetando os usos d'água, como a recreação, irrigação, abastecimento de cidades e indústrias, navegação e geração de energia; favorecem a proliferação de insetos, larvas e moluscos transmissores de doenças; reduzem sua própria eficiência na remoção de poluentes (ESTEVEZ, 1998). O manejo dos aguapés, altamente recomendado, era realizado periodicamente, porém foi insuficiente para acompanhar, pois era inviável em termos operacionais. Isso não evitava, portanto, reduções na remoção dos poluentes.

Também se observou uma grande relação entre os parâmetros estudados com aqueles valores de eficiência. É importante destacar, porém, que em alguns deles, médias menores em determinado tempo de tratamento não foram encontradas simultaneamente com as maiores

eficiências, que ocorreram em outro tempo do período de tratamento. Pode-se supor, portanto, que os sistemas podem atingir um limite de redução (média dos valores) devido à saturação.

Os CWSs são considerados processos dinâmicos e suas eficiências podem variar com o tempo de tratamento e dependendo do parâmetro estudado do efluente, semelhantemente o que foi verificado em experimentos aqui realizados. Verificou-se que o conhecimento prévio da composição do efluente a ser tratado foi importante para o estabelecimento dos parâmetros a serem analisados, bem como para a definição do projeto de construção dos CWSs.



Figura 62. Detalhe de um reservatório contendo o solo filtrante e a macrófita *Eichhornia crassipes*, após 30 dias de experimento.



Figura 63. Detalhe de um reservatório contendo o solo filtrante e a macrófita *Eichhornia crassipes*, após 50 dias de experimento.



Figura 64. Detalhe de um reservatório contendo o solo filtrante e a macrófita *Eichhornia crassipes*, após 77 dias de experimento.



Figura 65. “Tufos” de algas e associações com microrganismos, que apareciam periodicamente nos protótipos.



Figura 66. Lodo de coloração esverdeada, que surgia frequentemente devido à falta de oxigenação nas caixas.



Figura 67. Os aguapés cresciam excessivamente, devido à grande concentração de nutrientes no efluente avícola.

Planilha de Coleta FRICOCK														
Data: 09/08/2010	Hora: 09:00			Condições Meteorológicas: seco/frio										
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2
Temp. Água (°C)	20,04	19,93	19,2	19,05	18,84	19,42	18,51	18,23	19,04	18,28	19,52	19,02	18,85	18,64
OD (mg.L ⁻¹)	1,83	1,59	2,13	2,36	2,07	1,82	2,37	5,01	3,39	5,58	2,44	1,81	1,77	2,99
pH	6,84	6,84	7,61	7,48	7,36	7,67	7,07	7,42	7,57	7,33	7,53	7,42	7,04	6,92
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1088	1096	913	941	989	993	947	886	979	750	967	993	920	905
Salinidade (%)	0,54	0,54	0,45	0,47	0,49	0,49	0,47	0,44	0,48	0,37	0,48	0,49	0,46	0,45
STD (mg.L ⁻¹)	707	713	593	612	643	645	616	576	636	488	628	645	600	588
Turbidez (UNT)	174	173	35,5	49	56,3	61,9	61,9	62,9	83,7	45,3	67,7	77	79,1	59,3
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,02	0,01	0,05	0,02	0,022	0,017	0,01	0,012	0,021	0,013	0,012	0,013	0,013	0,025
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,6	0,5	0,7	1	0,4	0,5	0,5	0,5	0,9	0,7	0,4	0,4	0,6	0,4
Amônia (mg.L ⁻¹)	88	126	93	75	105	82	73	86	84	81	68	75	47,7	47
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0,7	0,81	0,625	0,5	0,7	0,6	0,5	0,45	0,6	0,62	0,7	0,75	0,68	0,73
Sulfato (mg.L ⁻¹)	30	28	20	14	17	22	25	26	23	20	16	16	19	18
DQO (mg.L ⁻¹)	410	244	125	109	260	118	100	127	340	80	174	140	270	120
DBO (mg.L ⁻¹)	310			114		138	158		154		146		134	
SST (mg.L ⁻¹)	95	154	49	51	78	85	64	73	105	51	76	89	78	62
N total (mg.L ⁻¹)	938	980	420		840			420		364	406	196	266	420
P total (mg.L ⁻¹)	15,875	19,72	5,567		11,8			5,577		10,045	12,125	29,175	12,06	10,056
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)	>2419200			>241920		>241920	>241920		>241920		>2419200		>2419200	
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)	>2419200			>241920		>241920	>241920		>241920		980400		1413600	
% OD	20,2	17,5	23,2	25,6	22,4	19,8	25,7	53,4	36,5	59,5	26,8	19,7	19	22,5

Tabela 4. Valores dos parâmetros estudados durante a 1ª coleta realizada no dia 09/08/2010, no T₀ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = e CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

Planilha de Coleta FRICOCK															
Data: 11/08/2010	Hora: 09:00					Condições Meteorológicas : ensolarado									
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2	
Temp. Água (°C)	23,49	21,93	28,01	28,4	26,63	27,96	28,96	28,35	27,77	26,65	24,38	26,89	25,74	26,76	
OD (mg.L ⁻¹)	2,21	2,26	6,22	5,8	6,6	6,48	4,05	4,32	4,18	3,64	6,53	5,97	4,21	3,92	
pH	7,51	7,44	8,6	8,57	8,52	8,68	8,14	8,07	8,13	8,16	8,66	8,67	8,13	8,3	
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1131	1133	933	933	969	909	1008	955	948	951	914	937	1009	932	
Salinidade (%)	0,56	0,56	0,46	0,46	0,48	0,44	0,49	0,47	0,46	0,46	0,45	0,46	0,5	0,46	
STD (mg.L ⁻¹)	735	736	606	606	630	591	655	620	616	618	594	609	606	606	
Turbidez (UNT)	114	109	4,46	5,38	8,19	7,28	7,66	9,66	13,2	14,4	9,07	10,9	21,1	11	
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,028	0,025	0,026	0,023	0,088	0,03	0,012	0,051	0,048	0,022	0,076	0,021	0,012	0,01	
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,9	0,8	0,5	0,5	0,7	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5	0,7	0,4	
Amônia (mg.L ⁻¹)	83	117	43,7	61	44,6	49,77	63	66	75	73	53,1	54,6	39	29,2	
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0,65	0,8	0,5	0,4	0,6	0,6	0,5	0,33	0,55	0,6	0,6	0,65	0,55	0,65	
Sulfato (mg.L ⁻¹)	26	26	18	10	16	20	20	22	20	16	12	14	16	15	
DQO (mg.L ⁻¹)	393	310	75	54	80	68	90	99	193	64	170	180	150	108	
DBO (mg.L ⁻¹)		246	72		62			113		100		140		120	
SST (mg.L ⁻¹)	134	103	3	16	88	8	75	19	18	41	31	18	8	25	
N total (mg.L ⁻¹)	826	560	252		448			308		210	574	224	378	266	
P total (mg.L ⁻¹)	22,145	60,985	7,412		14,23			10,295		6,606	6,398	6,941	7,692	14,245	
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)		>24192000	53800		186000			235900		613100		2489000		472000	
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)		714000	4100		4100			10200		17500		0		30000	
% OD	26,2	26	80,1	74,7	82,4	82,9	52,7	55,8	53,4	45,6	79,1	79,8	51,8	49,2	

Tabela 5. Valores dos parâmetros estudados durante a 2ª coleta realizada no dia 11/08/2010, no T₂ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

Planilha de Coleta FRICOCK														
Data: 16/08/2010	Hora: 10:30		Condições Meteorológicas: ensolarado com vento											
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2
Temp. Água (°C)	16,78	16,46	16,36	16,58	16,52	16,26	16,95	17,01	16,6	16,97	17,03	16,39	16,83	16,66
OD (mg.L ⁻¹)														
pH	7,04	7,08	8,03	8,02	8,04	8,17	7,8	7,75	7,78	8,02	8,33	8,46	8,04	8,31
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1120	1129	896	889	860	877	954	938	938	868	732	809	1007	859
Salinidade (%)	0,56	0,56	0,44	0,44	0,42	0,43	0,47	0,46	0,47	0,43	0,36	0,4	0,5	0,42
STD (mg.L ⁻¹)	728	734	582	578	559	570	620	610	610	564	476	526	655	559
Turbidez (UNT)	65,2	60,1	5,16	16,2	18,9	6,48	17,5	16,8	14,4	11,8	19	25,1	20,8	16,2
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,038	0,03	>7,5	>7,5	>7,5	>7,5	7,025	2,175	>7,5	>7,5	>7,5	>7,5	0,75	0,75
Nitrato (mg.L ⁻¹)	1,3	1,1	12,5	12,5	35	12,5	7,5	4,4	15	10	12,5	10	2,7	2,6
Amônia (mg.L ⁻¹)	78	49	26	32	26	32	45	37	44	39	22	24	55	40
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0,4	0,41	0,009	0,013	0,029	0,011	0,037	0,02	0,032	0,028	0,025	0,037	0,047	0,042
Sulfato (mg.L ⁻¹)	24	26	8	6	16	10	28	32	26	14	10	14	18	18
DQO (mg.L ⁻¹)	258	253	136	83	100	88	71	77	148	53	153	145	95	152
DBO (mg.L ⁻¹)	248			90		76	100		72		146		102	
SST (mg.L ⁻¹)	36	38	9	23	33	12	18	6	12	19	55	68	32	24
N total (mg.L ⁻¹)	686	700	210		210			336		224	126	112	380	294
P total (mg.L ⁻¹)	31,875	30,325	13,435		21,35			12,4		9,551	7,544	6,396	14,205	14,645
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)	7701000			162400		195600	816400		325500		88000		478600	
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)	1918000			42600		17300	206300		104600		17100		90700	
%OD														

Tabela 6. Valores dos parâmetros estudados durante a 3ª coleta realizada no dia 16/08/2010, no T₇ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

Planilha de Coleta FRICOCK															
Data: 30/08/2010	Hora: 09:00		Condições Meteorológicas : ensolarado												
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2	
Temp. Água (°C)	23,7	23,63	24,07	24,12	24,27	23,96	23,44	22,4	21,96	22,37	24,17	24,1	22,96	22,76	
OD (mg.L ⁻¹)	2,56	2,18		7,37	7,52	7,81	7,99	8,31	8,03	8,16	6,54		6,38		
pH	7,03	7,15	6,77	7,36	6,8	6,59	7,51	7,63	7,56	7,53	8,05	8,82	8,01	8,37	
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1141	1140	719	821	816	811	782	791	866	782	756	739	959	728	
Salinidade (%)	0,57	0,57	0,35	0,4	0,4	0,4	0,38	0,39	0,43	0,38	0,54	0,36	0,47	0,36	
STD (mg.L ⁻¹)	742	741	467	534	530	527	508	514	563	508	475	480	623	473	
Turbidez (UNT)	64,2	91,8	3,7	6,8	4,66	5,7	2,04	2,99	3,91	3,24	18,7	69,5	9,35	23,6	
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,025	0,025	36	25,8	41	37	14,5	5	2,5	15,5	1,8	2,1	0,1	6,4	
Nitrato (mg.L ⁻¹)	1,5	1,2	0,3	0,9	0,1	0	0,5	3	0,4	0,5	0,1	0,1	0,3	0,5	
Amônia (mg.L ⁻¹)	109	109	75	79	73	68	69	72	59	75	95	92	101	97	
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0,13	0,21	0,01	0,01	0,02	0,01	0	0	0	0	0,06	0,046	0,146	0,116	
Sulfato (mg.L ⁻¹)	18	21	8	7	7	8	21	23	20	23	8	8	9	8	
DQO (mg.L ⁻¹)	265	254	72	61	85	92	62	51	120	45	115	137	67	112	
DBO (mg.L ⁻¹)		248	40		30			66		66		126		82	
SST (mg.L ⁻¹)	70	107	15	20	12	14	6	5	9	9	105	119	11	62	
N total (mg.L ⁻¹)	742	728	98		168			308		280	476	448	462	322	
P total (mg.L ⁻¹)	41	36,82	16,975		15,395			14,655		18,2	21,695	18,455	16,925	14,735	
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)		2142000	122300		19500			8600		19700		3000		10700	
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)		379000	3000		5100			1000		4100		7300		3100	
%OD	29,8	26													

Tabela 7. Valores dos parâmetros estudados durante a 4ª coleta realizada no dia 30/08/2010, no T₂₁ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

Planilha de Coleta FRICOCK														
Data: 13/09/2010	Hora: 09:00			Condições Meteorológicas : ensolarado										
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2
Temp. Água (°C)	22,7	22,63	23,79	23,39	23,96	23,75	24,85	23,95	22,97	22,84	23,47	23,38	24,22	23,14
OD (mg.L ⁻¹)	3,01	2,5	3,5	4,05	4,89	5,62	5,38	5,59	5,95	6,42	5,72	5,5	7,86	7,1
pH	7,61	7,7	7,49	7,54	7,85	7,88	7,88	7,62	7,72	7,89	8,63	8,42	8,19	8,25
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1121	1124	949	963	968	931	859	813	791	877	770	839	790	619
Salinidade (%)	0,56	0,56	0,49	0,47	0,48	0,46	0,42	0,4	0,39	0,43	0,38	0,41	0,39	0,3
STD (mg.L ⁻¹)	728	731	617	626	629	605	557	528	514	570	501	547	513	402
Turbidez (UNT)	24,2	36	8,41	13,6	8,76	11,8	7,32	7,45	9,55	7,46	33,5	34,1	22	45,5
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,2	0,25	0,7	7,6	7,8	11,1	0,3	0,3	0,7	2,3	6,5	3,9	10,3	4,9
Nitrato (mg.L ⁻¹)	7,5	5	20	40	40	40	30	40	45	40	30	30	50	30
Amônia (mg.L ⁻¹)	102	107	96	94	102	100	95	100	92	93	20	28	106	75
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0,15	0,175	1,4	0,8	0,7	1,2	1,2	0,1	0,8	0,4	9	5,1	2,4	5,7
Sulfato (mg.L ⁻¹)	27	27	14	13	15	14	26	19	20	23	7	7	8	8
DQO (mg.L ⁻¹)	275	271	85	77	83	110	122	167	135	108	165	114	151	118
DBO (mg.L ⁻¹)	268			42		129	118		130		140		122	
SST (mg.L ⁻¹)	11	27	28	12	26	33	14	9	18	14	120	69	43	84
N total (mg.L ⁻¹)	644	560	392		448			238		308	350	392	280	210
P total (mg.L ⁻¹)	17,215	13,225	9,78		14,905			14,28		13,43	36,395	33,235	30,315	50,21
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)	1281000			45500		8500	27500		18100		10000		11900	
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)	207000			2000		1000	1710		3100		6300		7300	
%OD	33	23,8	42	48	58	63	65	67	69	75				

Tabela 8. Valores dos parâmetros estudados durante a 5ª coleta realizada no dia 13/09/2010, no T₃₅ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

Planilha de Coleta FRICOCK														
Data: 04/10/2010	Hora: 10:25				Condições Meteorológicas: ensolarado									
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2
Temp. Água (°C)	22,6	22,43	25,71	25,3	23,11	23,05	22,81	22,06	23,37	22,7	23,24	22,82	22,84	23,52
OD (mg.L ⁻¹)	3,3	2,53	4,73	4,82	7,07	8,17								
pH	6,55	6,61	7,11	6,91	7,47	7,18	7,64	7,67	8,03	7,68	10,17	10,12	7,99	8,5
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1099	1101	814	940	840	899	809	905	920	864	844	816	850	826
Salinidade (%)	0,54	0,55	0,4	0,46	0,43	0,44	0,4	0,45	0,45	0,48	0,41	0,4	0,42	0,4
STD (mg.L ⁻¹)	714	716	529	611	565	584	526	588	598	561	548	530	552	537
Turbidez (UNT)	344	336	6,66	4,68	2,89	5,3	7,06	10,8	6,21	3,95	69,3	38	4,72	13,6
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,32	0,36	0,89	31,6	23,9	30,2	5,1	0,9	3	1,3	0,5	5,7	6,8	3,7
Nitrato(mg.L ⁻¹)	9	9,2	105	320	400	90	50	20	30	30	10	30	40	80
Amônia (mg.L ⁻¹)	86	70	69	73	90	79	20	10	8,9	5	77	73	88	85
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	1,675	1,375	0,044	0,02	0,02	0,03	0,03	0,05	0,04	0,034	0,208	0,156	0,04	0,04
Sulfato (mg.L ⁻¹)	27	23	20	34	25	27	25	39	29	44	26	19	8	8
DQO (mg.L ⁻¹)	755	609	34	44	39	66	85	91	88	108	150	151	70	50
DBO (mg.L ⁻¹)		592	47		30		75	97				61		50
SST (mg.L ⁻¹)	190	262	41	22	2	14	22	32	21	13	108	75	12	38
N total (mg.L ⁻¹)	882	854	168		210			224		182	280	350	322	294
P total (mg.L ⁻¹)	28,355	28,39	6,737		25,255			33,25		11,075	63,6	38,895	15,575	26,37
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)		2,4E+07	261300		186000			1299700		135,4		1299700		547500
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)		1793000	100		200			200		100		4100		26900
%OD														

Tabela 9. Valores dos parâmetros estudados durante a 6ª coleta realizada no dia 04/10/2010, no T₅₆ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

Planilha de Coleta FRICOCK															
Data: 25/10/2010	Hora: 10:25					Condições Meteorológicas: ensolarado									
	Bt. 1	Bt. 2	A1	A2	A3	A4	D1	D2	D3	D4	Bc. A1	Bc. A2	Bc. D1	Bc. D2	
Temp. Água (°C)	24,4	25,21	24,42	24,5	24,6	25,02	23,46	23,32	23,17	23,44	24,03	24,42	23,36	23,27	
OD (mg.L ⁻¹)			7,2												
pH	7,3	7,37	6,98	7,46	7,34	7,82	7,49	7,36	7,53	7,47	8,58	8,53	7,82	7,65	
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	1326	1330	460	735	701	782	985	706	769	734	752	875	863	897	
Salinidade (%)	0,66	0,66	0,22	0,36	0,34	0,38	0,49	0,34	0,38	0,36	0,37	0,43	0,42	0,44	
STD (mg.L ⁻¹)	862	865	299	478	546	508	641	459	500	477	489	569	561	583	
Turbidez (UNT)	47,5	21,3	4,3	6,2	3,26	8,87	9,58	11,9	9,12	6,81	91,5	95,5	32,7	17,9	
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,025	0,025	2,1	6,6	4,5	1,4	1,1	0,1	2,2	3,6	5,8	2,4	2,4	2,1	
Nitrato (mg.L ⁻¹)	5	7,5	30	50	40	10	50	30		20	220	10	30	30	
Amônia (mg.L ⁻¹)	73	68	60	14	12	23	26	31	30	34	33	46	21	15	
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	0,4	0,44	0,1	0,08	0,08	0,02	0,038	0,042	0,04	0,36	0,038	0,04	0,038	0,042	
Sulfato (mg.L ⁻¹)	37	39	8	7	8	9	27	22	26	26	8	9	8	24	
DQO (mg.L ⁻¹)	351	319	64	70	38	64	26	29	49	57	310	379	80	66	
DBO (mg.L ⁻¹)	320			57		56	28		45		125		68		
SST (mg.L ⁻¹)	27	43	17	15	9	14	19	17	17	11	127	149	51	32	
N total (mg.L ⁻¹)	728	658	196		252			266		196	308	280	266	308	
P total (mg.L ⁻¹)	8,65	8,91	0,77	4,67	4,87	2,32	6,5	4,35	3,46	6,12	8,82	8,7	8,6	7,64	
C. Totais (NMP.100 mL ⁻¹)	2,4E+07			0		11000	30100		77600		16000		141400		
E.coli (NMP.100 mL ⁻¹)	1793000			0		100	100		200		4100		26900		
%OD			86,1												

Tabela 10. Valores dos parâmetros estudados durante a 7ª coleta realizada no dia 25/10/2010, no T₇₇ dias após o início do tratamento do efluente avícola. Legenda: Bt. 1 e Bt.2 = Efluente bruto coletado na indústria avícola; A1, A2, A3 e A4 = CWSs de fluxo ascendente, contendo solo filtrante e macrófitas; D1, D2, D3 e D4 = CWSs de fluxo descendente, contendo solo filtrante e macrófitas; Bc.A1 e Bc.A2 = CWSs de fluxo ascendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante; Bc.D1 e Bc.D2 = CWSs de fluxo descendente definidos como “branco”, contendo apenas solo filtrante.

5.4. Análise estatística

Os tratamentos foram definidos como:

TRATAMENTO 1: Efluente “bruto”;

TRATAMENTO 2: Efluente após passagem pelo protótipo “ascendente”;

TRATAMENTO 3: Efluente após passagem pelo protótipo “descendente”;

TRATAMENTO 4: Efluente após passagem pelo protótipo “branco ascendente”;

TRATAMENTO 5: Efluente após passagem pelo protótipo “branco descendente”.

Para o fator tratamento em nível de 5% não houve diferenças estatisticamente significativas para a variável temperatura, conforme observado na tabela 11. Os tratamentos não diferiram uns dos outros, e nem em relação ao bruto, para este parâmetro.

Tabela 11. Análise de variância para a variável temperatura (°C) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	3.9202971	0.9800743	0.09	0.9854
Resíduo	30	333.2182571	11.1072752		
Total	34	337.1385543			

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças estatisticamente significativas para a variável pH, tabela 12. Aplicando-se o teste de Tukey para este fator (Tabela 13), verificou-se que os valores do efluente “bruto”, correspondentes ao tratamento 1, diferem expressivamente dos tratamentos 4 e 5 (branco “ascendente” e branco “descendente”), onde ocorreram os maiores valores de pH, enquanto o tratamento 4 é diferente estatisticamente dos tratamentos 2 e 3 (“ascendente” e “descendente”).

Tabela 12. Análise de variância para a variável pH ($-\log H^+$) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	7.98693143	1.99673286	7.24	0.0003
Resíduo	30	8.26948571	0.27564952		
Total	34	16.25641714			

Tabela 13. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável pH ($-\log H^+$).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
4	8.6043	A
5	7.9686	A B
3	7.6971	B C
2	7.6186	B C
1	7.1500	C

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças estatisticamente significativas para a variável STD (Tabela 14). Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 15), verificou-se que houve diversidade entre os valores do efluente “bruto” e os protótipos CWSs durante o experimento. No tratamento 1 ocorreu o maior valor para STD, enquanto nos tratamentos 4 e 5 ocorreram os menores valores

Tabela 14. Análise de variância para a variável sólidos totais dissolvidos – STD (mg.L^{-1}) no nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	199742.1143	49935.5286	16.51	<0.0001
Resíduo	30	90726.3286	3024.2110		
Total	34	290468.4429			

Tabela 15. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável sólidos totais dissolvidos – STD (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	746.07	A
2	563.64	B
3	563.21	B
5	561.43	B
4	544.07	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças estatisticamente significativas para a variável condutividade, conforme observado na tabela 16. Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 17) e acompanhando o que foi observado para os sólidos totais dissolvidos, verificou-se na condutividade que houve diferenças estatisticamente significativas entre o tratamento 1, onde se obteve os maiores valores, e os demais tratamentos, indicando diminuição de íons dissolvidos nos efluentes decorrentes dos protótipos.

Tabela 16. Análise de variância para a variável condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	467200.7429	116800.1857	16.28	<0.0001
Resíduo	30	215209.3571	7173.6452		
Total	34	682410.1000			

Tabela 17. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	1148.71	A
3	870.86	B
5	869.14	B
2	866.14	B
4	839.14	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável salinidade, conforme observado na tabela 18. Aplicando-se o teste de Tukey para este fator (Tabela 19), notou-se que houve variação entre o efluente “bruto” e o efluente tratado durante o experimento. No tratamento 1 obteve-se maior valor para salinidade, enquanto nos tratamentos “ascendentes” (tratamento 2 e 4) ocorreram os menores valores, evidenciando a eficiência desse tipo de fluxo.

Tabela 18. Análise de variância para a variável salinidade (%) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	0.11321714	0.02830429	15.78	<0.0001
Resíduo	30	0.05380000	0.00179333		
Total	34	0.16701714			

Tabela 19. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável salinidade (‰).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	0.57143	A
3	0.43143	B
5	0.43000	B
2	0.42857	B
4	0.42714	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável turbidez (Tabela 20). Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 21), verificou-se que o tratamento 1 obteve maior valor de turbidez, enquanto no tratamento 2 (“ascendente”) foram verificados os menores valores, bem abaixo dos outros tipos de protótipos, enaltecendo sua eficiência.

Tabela 20. Análise de variância para a variável turbidez (UNT) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	52493.0231	13123.2558	4.69	0.0046
Resíduo	30	83938.0307	2797.9344		
Total	34	136431.0538			

Tabela 21. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável turbidez (UNT).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	118.59	A
4	47.06	A B
5	26.92	B
3	17.33	B
2	13.59	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, não houve diferenças significativas para o parâmetro amônia (Tabela 22).

Tabela 22. Análise de variância para a variável amônia (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	6445.39600	1611.34900	2.16	0.0974
Resíduo	30	22350.18000	745.00600		
Total	34	28795.57600			

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável nitrito, conforme observado na tabela 23. Aplicando-se o teste de Tukey para este fator (Tabela 24), verificou-se que houve variação entre eles durante o experimento. O tratamento 1 apresentou

diferenças estatísticas de todos os outros tratamentos, sendo essas significativas em relação ao tratamento 2. Os tratamentos 3, 4 e 5 não diferem entre si. As eficiências negativas são indicadas através do fato do tratamento 1 (efluente “bruto”) apresentar os menores valores.

Tabela 23. Análise de variância para a variável nitrito (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	531.516546	132.879137	3.00	0.0339
Resíduo	30	1327.815904	44.260530		
Total	34	1859.332450			

Tabela 24. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável nitrito (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
2	11.735	A
4	4.202	A B
3	3.492	A B
5	2.733	A B
1	0.099	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, não houve diferenças estatisticamente significativas para a variável nitrato (Tabela 25).

Tabela 25. Análise de variância para a variável nitrato (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	6441.88571	1610.47143	0.86	0.4998
Resíduo	30	56261.90571	1875.39686		
Total	34	62703.79143			

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável nitrogênio total, conforme tabela 26. Aplicando-se o Teste de Tukey para analisar os tratamentos (Tabela 27), verificou-se que os valores não foram tão diferentes estatisticamente entre os

mesmos, com exceção ao tratamento 1. Os menores valores para nitrogênio total foram encontrados no tratamento 3 (“descendente”), enquanto que o maior valor ocorreu no tratamento 1 (“bruto”).

Tabela 26. Análise de variância para a variável nitrogênio total (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	2	1084754.686	271188.671	21.54	<0.0001
Resíduo	30	377756.286	12591.876		
Total	34	1462510.971			

Tabela 27. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável nitrogênio total (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	744.71	A
4	323.00	B
5	319.14	B
2	308.00	B
3	276.00	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, não houve diferenças estatisticamente significativas para a variável fósforo total (Tabela 28) .

Tabela 28. Análise de variância para a variável fósforo total (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	1009.181555	252.295389	2.07	0.1092
Resíduo	30	3651.167845	121.705595		
Total	34	4660.349400			

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável material em suspensão, conforme observado na tabela 29. Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 30), verificou-se que os tratamentos 2 e 3 (“ascendente” e

“descendente”) alcançaram valores bem inferiores aos demais, sendo estatisticamente diferentes. Por conterem macrófitas e solos filtrantes, pode-se dizer que os aguapés são mais eficientes na remoção de materiais em suspensão.

Tabela 29. Análise de variância para a variável material em suspensão - SST (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator tratamento(5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	29869.88571	7467.47143	4.80	0.0041
Resíduo	30	46638.28571	1554.60952		
Total	34	76508.17143			

Tabela 30. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável material em suspensão - SST (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	92.86	A
4	86.71	A B
5	40.43	A B
2	26.86	B
3	26.29	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável DQO (Tabela 31). Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamentos (Tabela 32), verificou-se que o efluente bruto mostrou-se diferente estatisticamente dos demais. No tratamento 1, o próprio “bruto”, obtiveram-se os maiores valores, enquanto os tratamentos 2 e 3 apresentaram os menores valores. Esses resultados demonstram a importância na utilização de macrófitas aquáticas flutuantes, já que os tratamentos que proporcionaram as menores médias são aqueles que contêm não só solo filtrante, bem como os aguapés.

Tabela 31. Análise de variância para a variável demanda química de oxigênio - DQO (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	345735.6000	86433.9000	13.13	<0.0001
Resíduo	30	197443.1429	6581.4381		
Total	34	543178.7429			

Tabela 32. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável demanda química de oxigênio – DQO (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	355.00	A
4	177.57	B
5	115.14	B
3	99.57	B
2	85.14	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças para a variável DBO (Tabela 33). Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 34), verificou-se diferenças estatísticas entre os tratamentos realizados. O tratamento 1 diferenciou-se dos demais, por apresentar os maiores valores. Da mesma forma que a DQO, houve menores valores de médias para os tratamentos 2 e 3, confirmando a interferência das macrófitas aquáticas na redução da matéria orgânica.

Tabela 33. Análise de variância para a variável demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	286533.8286	71633.4571	18.08	<0.0001
Resíduo	30	118858.5714	3961.9524		
Total	34	405392.4000	405392.4000		

Tabela 34. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	318.86	A
4	126.29	B
5	96.86	B
3	94.57	B
2	70.43	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças para a variável coliformes totais, tabela 35. Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 36), verificou-se que houve diferença estatisticamente significativa dos valores de coliformes totais entre o tratamento 1 (“bruto”) e os demais. Os resultados obtidos mostraram que os tratamentos 2 e 3 são mais eficientes, por chegarem às menores médias.

Tabela 35. Análise de variância para a variável coliformes totais (NMP.100 mL^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	1.340689×10^{15}	3.3517246×10^{14}	5.51	0.0019
Resíduo	30	1.8241606×10^{15}	6.0805352×10^{13}		
Total	34	3.1648504×10^{15}			

Tabela 36. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável coliformes totais (NMP.100 mL^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	16104343	A
4	1249157	B
5	928643	B
3	317144	B
2	158541	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças para a variável *Escherichia coli*, tabela 37. Aplicando-se o teste de Tukey para o mesmo fator (Tabela 38), verificou-se que o tratamento 1 comportou-se diferente dos demais. Assim como visto nos coliformes totais, o tratamento 1 apresentou os maiores valores, enquanto os tratamentos 2 e 3 obtiveram as menores médias.

Tabela 37. Análise de variância para a variável *Escherichia coli* (NMP.100mL⁻¹) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	1.31164973x10 ¹³	3.2912432x10 ¹²	5.58	0.0018
Resíduo	30	1.770064x10 ¹³	590021339231		
Total	34	3.0865613x10 ¹³			

Tabela 38. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável *Escherichia coli* (NMP.100 mL⁻¹).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	1663200	A
5	228357	B
4	145614	B
3	94056	B
2	74806	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

Para o fator tratamento em nível de 5%, não houve diferenças estatisticamente significativas para a variável sulfeto, (Tabela 39), não havendo a necessidade de aplicação do teste de Tukey.

Tabela 39. Análise de variância para a variável sulfeto (mg.L⁻¹) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	4.42480897	1.10620224	0.60	0.6659
Resíduo	30	55.36378343	1.84545945		
Total	34	59.78859240			

Para o fator tratamento em nível de 5%, houve diferenças significativas para a variável sulfato (Tabela 40). Aplicando-se o teste de Tukey para o fator tratamento (Tabela 41), verificou-se que houve diferenças estatisticamente significativas entre elas. Os tratamentos 1 e 3 diferenciaram-se dos demais, enquanto as menores médias foram notadas nos tratamentos 4 e 5 (branco “ascendente” e “branco descendente”). Isso mostra que, para remoção de sulfato, as macrófitas aquáticas não exercem papel relevante.

Tabela 40. Análise de variância para a variável sulfato (mg.L^{-1}) nos CWSs, considerando como fator o tratamento (5). Legenda: GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = frequência; Pr = probabilidade.

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Tratamento	4	1211.428571	302.857143	11.23	<0.0001
Resíduo	30	808.857143	26.961905		
Total	34	2020.285714			

Tabela 41. Resultados da aplicação do Teste de Tukey para o fator tratamentos da variável sulfato (mg.L^{-1}).

Tratamento	Média	Grupo de Tukey
1	27.143	A
3	23.143	A
2	14.429	B
5	13.429	B
4	12.571	B

Obs: Letras iguais indicam tratamentos iguais.

6. CONCLUSÕES

Esse estudo identificou a influência positiva de tecnologias limpas e alternativas na melhoria da qualidade dos recursos hídricos indiretamente. Tomando como base os resultados obtidos, comprovou-se que a utilização de CWSs se mostrou eficiente para tratamento de efluentes industriais do tipo avícola, frigoríficos, abatedouros e outros da mesma natureza. Após a passagem pelo sistema o efluente apresentou valores para diversos parâmetros dentro do permitido pela legislação estadual vigente para lançamento de efluentes em sistemas de esgotos, principalmente nas últimas semanas de experimento, após a estabilização completa do sistema, excetuando alguns valores de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Em geral, o sistema de fluxo ascendente demonstrou desempenho igual ou superior ao sistema descendente na grande maioria das variáveis, com exceção aos materiais em suspensão (SST) e sulfeto. Os protótipos que continham solo filtrante combinado com as macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* atingiram resultados superiores àqueles que não possuíam nenhum tipo de macrófita, e também apresentaram redução significativa quando comparado a outros tipos de CWSs estudados em outros experimentos de mesmo segmento, com efluentes semelhantes. Vale lembrar que o resultado positivo do aguapé depende de um acompanhamento constante, fazendo retirada do excesso das raízes, que é a parte da planta que realmente funciona como removedor das impurezas da água. Esse acompanhamento é que irá garantir os bons resultados da aplicação da técnica.

Os resultados demonstraram que o CWS é um processo dinâmico e que sua eficiência variou de acordo com o tempo de tratamento do efluente. Houve redução significativa na maioria dos parâmetros estudados durante os 77 dias de experimento, ressalva feita ao nitrito e nitrato, sendo que as maiores eficiências se deram no T₅₆ e T₇₇ dias.

A luminosidade do local de instalação de CWS é um fator importante que altera o equilíbrio dinâmico de tais sistemas, além de ser fundamental na seleção das espécies de macrófitas a serem usadas. A incidência total de luz solar foi um fator que propiciou condições adequadas para atingir eficiências próximas às desejadas, principalmente nos CWSs que eram vegetados com as macrófitas.

De acordo com Minghini (2007) e com a lei nº 9433/97 da Política Nacional de Recursos Hídricos que trata sobre águas de reuso para irrigação, o efluente avícola tratado se enquadra em diversos parâmetros para tal fim. Uma simples desinfecção é uma medida a ser tomada antes de reutilizá-lo pois deve-se ter atenção especial para os valores de coliformes totais e fecais, já que estes representam riscos à saúde pública com a contaminação de produtos agrícolas e a incidência de doenças (principalmente na irrigação de hortaliças consumidas), além de metais pesados e seu impacto na contaminação de solos.

A elevada concentração de nutrientes como fósforo e nitrogênio evidencia que a água residuária causará problemas de eutrofização se descartada diretamente em corpos hídricos naturais.

Como forma de evitar a sobrecarga do sistema, com a saturação do solo e redução nas eficiências de remoção de vários parâmetros e da qualidade do efluente final como um todo, as caixas poderiam ser construídas em duplicata ou quadruplicata, mas não trabalharemos concomitantemente, para que o sistema possa funcionar em rodízio semanal. Dessa maneira haveria um revezamento de funcionamento, pois enquanto um protótipo CWS “descansa”, o outro permanece em atividade, e assim por diante.

Aproximar o protótipo utilizado em escala laboratorial às características encontradas em indústrias avícolas e abatedouros constituiu-se em dificuldade, principalmente, em relação ao nitrito, nitrato e fósforo total. Contudo, esse fato não impediu de identificar que CWS podem ser eficientes para tratamento de efluentes de abatedouros e frigoríficos, além de outros fatores ambientais poderem ser constantemente controlados.

Neste sentido, torna-se necessário a realização de um esforço para a divulgação e o incremento da utilização destas técnicas no país, como forma de alcançar patamares de maior desenvolvimento em condições de sustentabilidade e proteção sanitária e ambiental adequadas. Investimentos nessa área, bem como em outras técnicas alternativas de poluição das águas, podem antecipar futuros problemas decorrentes do crescimento populacional e econômico.

Enfim, a água é imprescindível em todos os aspectos da vida, e para isto deve ser assegurado uma oferta de boa qualidade simultaneamente à preservação do ecossistema. Adaptar as atividades humanas aos limites da capacidade dos recursos naturais é um enorme desafio. Tecnologias inovadoras, inclusive o aperfeiçoamento das já existentes, seria uma medida estratégica para vencer essa barreira, aproveitando plenamente os recursos hídricos e protegendo-os da poluição.

7. RECOMENDAÇÕES

Para experimentos futuros em que há de se trabalhar com efluente de abatedouro avícola utilizando os CWSs, algumas sugestões ficam registradas, as quais facilitariam demasiadamente o trabalho:

- ❖ Caso o experimento ocorresse ainda em escala laboratorial, a capacidade de armazenamento do efluente bruto deveria ser incrementada, evitando inúmeras viagens até a indústria produtora do efluente bruto para a manutenção do fluxo contínuo;
- ❖ O sistema de aeração poderia ser otimizado, ao localizar o compressor próximo dos protótipos, além de utilizar um compressor de maior escala e potência, evitando seu desligamento diário;
- ❖ Grandes áreas para o tratamento desse tipo de efluente industrial seriam ideais, como por exemplo, lagoas, pois além da possibilidade de uma vazão maior, não haveria tanto problema no crescimento excessivo dos aguapés, reduzindo assim as eficiências de tratamento;
- ❖ O manejo dos aguapés deveria ser efetuado com maior frequência, se possível semanalmente, dada as condições ótimas para seu crescimento, como incidência de luz solar adequada e grande disponibilidade de nutrientes no efluente;
- ❖ Dada a heterogeneidade das amostras, os procedimentos de coletas deveriam ser minuciosamente semelhantes, esquematizando-se um procedimento que conteria a coleta na indústria sistematicamente associada com a coleta laboratorial.

8. REFERÊNCIAS

- ABEF. **Dados Estatísticos. Relatório Anual de 2002.** Disponível em <http://www.abef.com.br/>. Acesso em 14 fev. 2009.
- ALMEIDA, E.S.; **Tratamento do efluente da indústria de queijos por processos biológicos e químicos.** 2004. 81 f. Tese. Instituto de Química – IQ, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.
- ANSOLA, G.; GONZÁLEZ, J. M.; CORTIJO, R.; LUIS, E. Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. **Ecological Engineering: The Journal of Ecotechnology**, Oxford, v.21, p.43-52, 2003.
- AOI, T.; HAYASHI, T. Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). **Water Science and Technology**, London, v. 34, n. 7, p. 407-412, 1996.
- APHA-AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 2- ed. Washington: American Public Health Association, AWWA, WPCF, 1998. 1569 p.
- BATISTA, R.O.; MONACO, P.A.L.; MATOS, A.T.; CUNHA, F.F. Alteração na vazão de gotejadores tipo fita utilizados na aplicação de água residuária da despolpa de frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Visçosa - MG, v.13, n.2, p. 69-73, 2005.
- BAYRAMOGLU, M.; KOBAY, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, Netherlands, v.51, p. 404-408, 2006.
- BEZERRA, L.P.; BARBEDO, A.G.A.; IDE, C.N.; IMOLENE, L.M.; OLIVEIRA, K.R.F.; CASTRO, R.A. Efluentes agroindustriais em Mato Grosso do Sul – características. **Associação Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre – RS, 2001.
- BEZERRA, R.P. **Influência do tempo de alimentação e da intensidade luminosa no cultivo de *Spirulina platensis* sob alimentação com cloreto de amônio.** 2006. 153 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Bioquímica-Farmacêutica - área de concentração: Tecnologia de Fermentações), Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- BILLORE, S.K.; SINGH, N.; RAM, H.K.; SHARMA, J.K.; SINGH, V.P.; NELSON, R.M.; DAS, P. Treatment of a molasses based distillery effluent in a constructed wetland in central India. **Water Science and Technology**, London, v. 44 (11/12), p.441-448, 2001.
- BITAR, A.L. **Utilização de protótipos para simulação de sistema construído de áreas alagadas (constructed wetland) para tratamento de efluentes de pesque-pague.** 2006. 125 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.
- BORGES, A.K.P. **Eficiência de um sistema de áreas alagadas (Constructed Wetland), para tratamento de águas residuárias.** 2001. 112 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Aplicada), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

BORGES, A.K.P. **Despoluição de águas superficiais e efluentes de piscicultura através de sistemas construídos de áreas alagadas (Constructed Wetland)**. 2005. 140 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Aplicada). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resoluções do CONAMA de nº 357**. 5 ed. Brasília, DF. SEMA, 2005. 23 p.

BULC, T.G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. **Ecological Engineering: The Journal of Ecotechnology**, Oxford, v.26, p.365-374, 2006.

CAIL, R.G.; BARFORD, J.P.; LICHACZ, R. Anaerobic Digestion of Woll Scouring Wastewater in a Digester Operated Semi-Continuously for Biomass Retention. **Agricultural Wastes**, v.18, n.27, 1986.

CALHEIROS, C.S.C.; RANGEL, A.O.S.S.; CASTRO, P.K.L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water Environment Research**, New York, v.41, p.1790-1798, 2007.

CALIJURI, M.C.; BASTOS, R.K.X.; CAPELETE, B.C.; MAGALHÃES, T.B.; NETO, R.F.M. **Remoção de nitrogênio e fósforo em wetlands construídas: comportamento temporal**. XXXI Congresso Interamericano AIDIS, Santiago – Chile, 2008.

CHAGAS, T.W.G. **Sistemas construídos de áreas alagadas: levantamento bibliográfico sobre legislação e padrões de qualidade da água**. 2008. 102 f. Monografia (Especialista em Sustentabilidade Ambiental), Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

CHEN, T.Y.; KAO, C.M.; YEH, T.Y.; CHIEN, H.Y.; CHAO, A.C. Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: A pilot-scale study. **Chemosphere**, Oxford, v.64, p.497-502, 2006.

CIKOSKI, A.; ROTTA, M.; BECEGATO, V.; MACHADO, W.C.P.; ONOFRE, S.B. Caracterização de efluentes gerados no processo agroindustrial – caso da indústria frigorífica. **Geoambiente on-line**, Universidade Federal de Goiás, Jataí – GO, n.11, p.92-102, 2008.

COLLETTI, M.P.B. **Sistemas construídos de áreas alagadas: levantamento bibliográfico sobre eficiência de redução das variáveis químicas e físicas da água**. 2008. 76 f. Monografia (Especialista em Sustentabilidade Ambiental), Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1998. 267p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Decreto Estadual nº 8468/76**. 1976. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/leis_internet/76-8468.zip . Acesso em 10 fev.2009.

CONEGLIAN, C.M.R. **Utilização de microrganismos na remoção de amônia em efluente industrial – REPLAN/PETROBRAS.** 2001. 140 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Aplicada). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

COPETTI, A.C.C. **Resíduos de agroindústrias familiares: impactos na qualidade da água e tratamento com técnicas simplificadas.** 2010, 139 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo – área de concentração: Processos Químicos e Ciclagem de Elementos), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria – RS, 2010.

COSTA, S.M.S.P. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgotos domésticos e efluentes industriais em “wetlands” construídos.** 2004. 102 f. Tese (Doutorado em Sistemas de Processos Químicos e Informática). Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

CUNHA, C.A.G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas.** 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DERÍSIO, J.C. **Introdução ao controle da poluição ambiental.** 2. ed. São Paulo: Signus, 2000. 164 p.

DORS, G. **Hidrólise enzimática e biodigestão de efluentes da indústria de produtos avícolas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química – área de concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos), Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, 2006.

ELIAS, J.M. **Análise da eficiência global do sistema de “wetlands” construídos na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia.** 2003. 211 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Integrada de Recursos). Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: FINEP/Interciência. 1998. 575p.

FERNANDES, M.A. **Avaliação de desempenho de um frigorífico avícola quanto aos princípios da produção sustentável.** Dissertação (Mestrado em Administração), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, 2004.

FILHO, J.F.F. Transformações recentes no modelo de integração na avicultura de corte brasileira: explicações e impactos. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v.35, n.1, jan-mar. 2004.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** Tese de Doutorado (Engenharia Metalúrgica e de Materiais), PUC – Rio, Rio de Janeiro – RJ, 2003.

HAMMER, D.A. **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural.** Chelsea: Lewis, 1989. 350p.

HUNTER, R.G.; COMBS, D.L.; GEORGE, D.B. Nitrogen, Phosphorous, and Organic Carbon Removal in Simulated Wetland Treatment Systems. **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, New York, v. 41, p. 274-281, 2001.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 1. Reimpressão. Tradução da 26^o edição alemã (1996). Traduzido por Max Lothar Hess. São Paulo: Edgard Blücher, 1998. 301 p.

JÚNIOR, A.M.L.; SOARES, D.Z.; GUIMARÃES, A.A.; BIANCHI, J.L.; REZENDE, L.D. OLIVEIRA, G.M. Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia – MG, v.8, n.23, p.8-19, 2007.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 893 f. 1996.

KARPISCAK, M.M.; KENNITH, E.F.; HOPF, S.B.; BANCROFT, J.M.; WARSHALL, P.J. Using water hyacinth to treat municipal wastewater in the desert Southwest. **Journal of the American Water Resources Association**, Malden, v.30, n.2, p. 219-227, 1994.

KHAN, S.; AHMAD, I.; TAHIR SHAH, M.; REHMAN, S.; KHALIQ, A. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, London, v.90, p. 3451-3457, 2009.

KOGA, M.S. **Sistemas construídos de áreas alagadas: diferentes designs projetados em nível nacional**. 2008. 60 f. Monografia (Especialista em Sustentabilidade Ambiental), Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

KOROLEF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed). **Methods of seawater analysis**. Verlag: Chemie Weinheim, p. 171-181, 1976.

LIMA, L.K.F.; **Crescimento de *Rubrivivax gelatinosus* em efluente industrial de abate e processamento de tilápias**. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária – área de concentração: Medicina Veterinária Preventiva e Produção Animal), Faculdade de Odontologia, Universidade Estadual Paulista, Araçatuba, 2009.

MACARTHY, V.F.; LEITE, C.C.; OLIVEIRA, B. **Ciclo do Nitrogênio**. Disciplina de Química Ambiental II, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas – RS, 2007.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis**: some revised methods for limnologists. London: Freshwater Biological Association, 1978. 121 p. (Scientific Publication, n.36).

MANTOVI, P.; PICCINNI, S.; LINA, F.; MARMIROLI, M.; MARMIROLI, N. **Treating wastewaters from cheese productions in H-SSF constructed wetlands**. In: Borin, M.; Bacelle, S. (Eds.), Proceedings of the International Conference on Multi Functions of Wetland Systems. P.A.N. s.r.l., Padova, Italy, pp. 72-73, 2007.

MARQUES, V.; KATO, M.T.; FLORENCIO, L. **Caracterização e avaliação da eficiência do tratamento de efluentes de abatedouro avícola na região do semi-árido**. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte – MG, 2007.

MATHEUS, C.E.; **Manual de análises limnológicas**. Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, USP, São Carlos, 1995.

MBULIGWE, S.E. Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland system (EWSs) vegetated with different plants. **Water Environment Research**, New York, v.39, p. 271–280, 2005.

MEES, J.B.R. **Uso de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem**. 2006. 56 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente). Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

MENDES, A.A.; PEREIRA, E.B.; CASTRO, H.F. Biodegradação de Águas Residuárias de Laticínios Previamente Tratadas por Lípases. **Brazilian Journal of Food Technology**. v.9, n.2, p.143-149, abr-jun .2006.

MINGHINI, I. **Avaliação qualitativa da água residuária de abatedouro de aves para fins de reuso em irrigação**. 2007. 79 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – área de concentração: Irrigação e Drenagem), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

MONTEIRO, R.C.M. **Protótipos para sistemas construídos de áreas alagadas para tratamento de efluente de piscicultura – redução de bactérias e nutrientes**. 2005. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

MORAES, A.R. **Estimativa de estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Sato Grande (Americana – SP)**. 1999. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

MORAIS, E.B. **Análise espaço-temporal da qualidade da água em um trecho do rio Corumbataí – SP, e comparação com a legislação ambiental vigente**. 2001. 84f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Biologia), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

NAIME, R.; GARCIA, A.C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**, Novo Hamburgo – RS, v.1, n.2, p. 09-20, 2005.

NEVES, T.; FOLONI, L.L.; PITELLI, R.A. Controle químico do aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Planta daninha**, v.20, p.89-97, Edição especial, 2002.

NEGRISOLI, E.; CORRÊA, M.R.; VELINI, E.D.; BRAVIN, L.F.; MARCHI, S.R.; CAVENAGHI, A.L.; ROSSI, C.V.S. Estudo da degradação da biomassa de três espécies de plantas aquáticas no reservatório da UHE de Americana – SP.). **Planta daninha**, Visçosa – MG, v.24, n.2, p.221-227, 2006.

NOGUEIRA, S.F. **Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto**. 2003. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – área de concentração: Energia Nuclear na Agricultura), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, CENA/USP, Piracicaba, 2003.

OLIVEIRA, A.L.; PEREIRA, M.T.B.; BUENO, P.H.S.; OLIVEIRA, R.B.P.; PINTO, F.C.; CORREIA, R.F.; MACHADO, M.M. Qualidade microbiológica da carne de frango irradiada em embalagem convencional e a vácuo. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.61, n.5, p. 1210 – 1217, 2009.

PHILLIPI, L.S.; COSTA, R.H.R. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Anais...** Águas de São Pedro: S. M. Tauk-Tornisielo, 1998. p. 50.

POGGI-VARALDO, H.M.; GUTIERREZ-SARAVIA, A.; FERNANDEZ-VILLAGOMEZ, G.; MARTINEZ-PEREDA, P.; RINDERKNECHT-SEIJAS, N. A full-scale system with wetlands for slaughterhouse wastewater treatment. In: Nehring, K.W., Brauning, S.E. (Eds.), **Wetlands and Remediation II**. Battelle Press, Columbus, OH, p.213-223, 2002.

RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metal: using plants to remove pollutants from the environment. **Current Opinion in Biotechnology**. v.8, p.221-226, 1997.

REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, p.1-36, 1999.

REIDEL, A.; DAMASCENO, S.; ZENATTI, D.C.; SAMPAIO, S.C.; FEIDEN, A.; QUEIROZ, M.M.F. Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9 (Suplemento), p.181-185, 2005.

RIBEIRO, M.A. **Estudo da poluição e autodepuração nos rios Melchior e Descoberto, na bacia do Descoberto – DF/GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futuro**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 2001.

RIBEIRO, A.C.P.; CONCEIÇÃO JR, J.C.; ROSA, D.R.; FREIRE, D.M.G.; CAMMAROTA, M.C. **Aplicação de enzimas hidrolíticas no tratamento aeróbio de efluentes de laticínio**. VI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, Campinas, Brasil, 2005.

RIGO, E. **Aplicação de lipases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos**. 2004. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos), Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Erechim - RS, 2004.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H.J. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. **Water Science and Technology**, London, v. 40, n. 2, p. 121-128, 1999.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 83, p. 13-26, 2002.

SCHOLZ, W.; FUCHS, W. Treatment of oil contaminated wastewater in a membrane bioreactor. **Journal of the American Water Resources Association**, Malden, v.34, n.14, p. 3621-3629, 2000.

SCHULZ C., GELBRECHT J., RENNERT B. Treatment of rainbow trout farms effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. **Aquaculture: An International Journal Devoted To Fundamental Aquatic Food Resources**, Amsterdam, v.217, p.207-221, 2003.

SHUTES, R.B.E. **Artificial wetlands and water quality improvement.** Environment International, London, n.26, p.441-447, 2001.

SILVA, S.C.; BERNARDES, R.S.; RAMOS, M.L.G.; **Remoção de nutrientes (P e N) em sistemas “wetlands construídos” no tratamento de esgotos domésticos.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte – MG, 2007.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. **Limnologia aplicada à aqüicultura.** Jaboticabal: Funep, 1994.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para o tratamento de esgoto.** 2003. 210f. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas – SP, 2003.

VILAS BOAS, E.V.B.; LIMA, L.C.O.; BRESSAN, M.C.; BARCELOS, M.F.P.; PEREIRA, R.G.F.A. **Manejo de resíduos da agroindústria.** Universidade Federal de Lavras/FAEPE, Lavras, 110 f., p.81-95, 2001.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v.1 **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3.ed., DESA-UFMG, Minas Gerais, p.84-127, 2005.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering: The Journal Of Ecotechnology**, Oxford, v.35, p. 1-17, 2009.

ZACARKIM, C.E.; GOMES, S.D.; QUINÕES, F.R.E.; PALÁCIO, S.M.; WELTER, R.A. **Avaliação de sistema wetland construído no pós-tratamento de efluente de curtume.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.

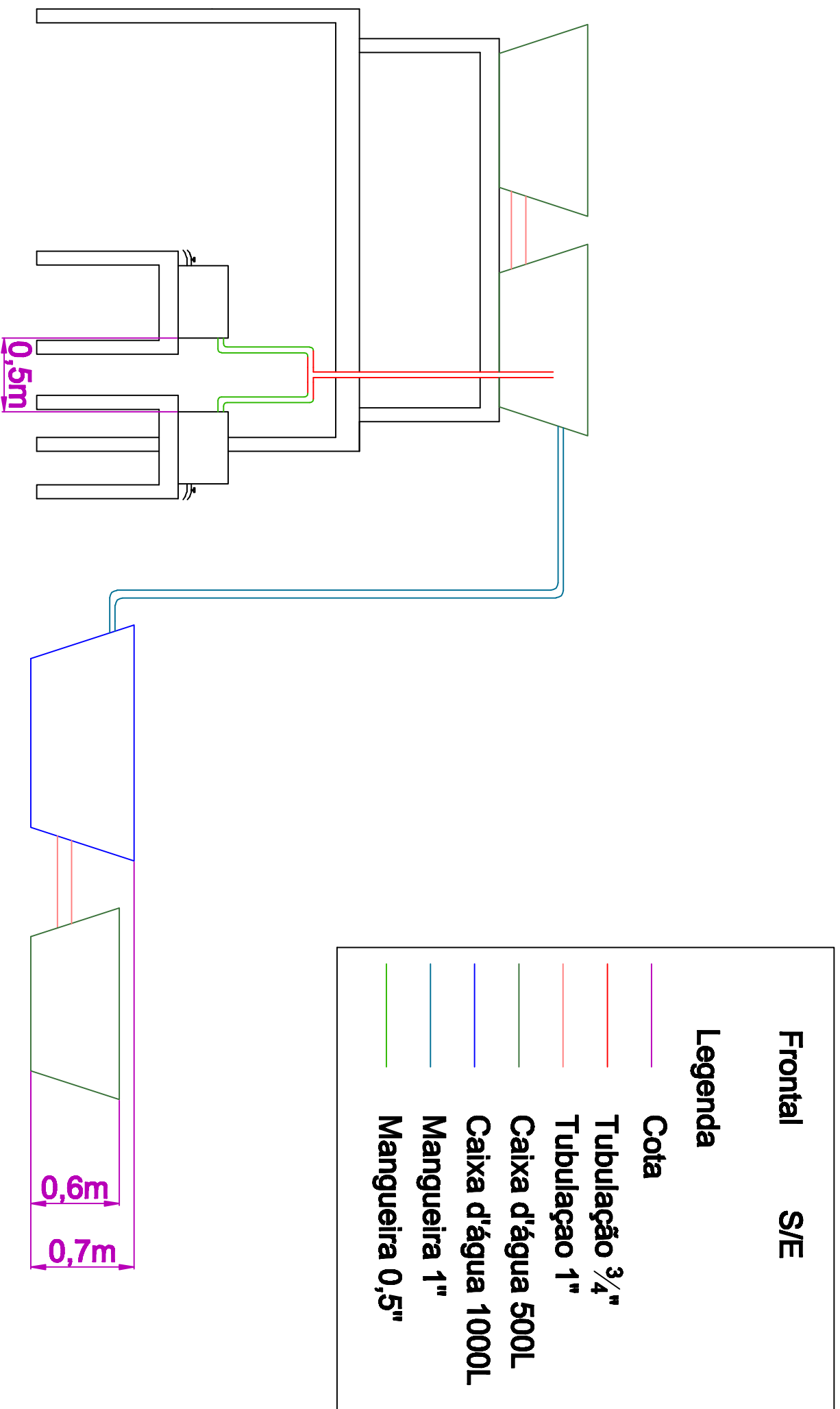
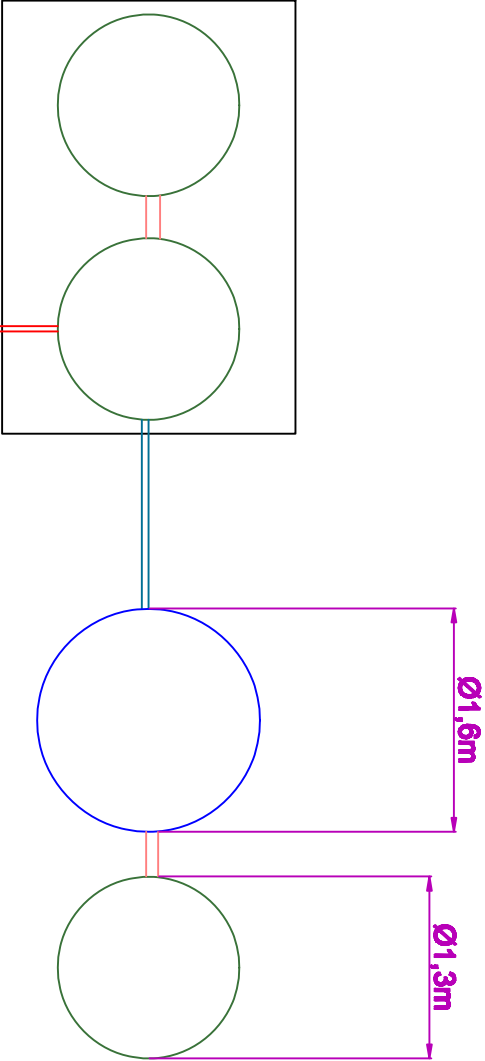
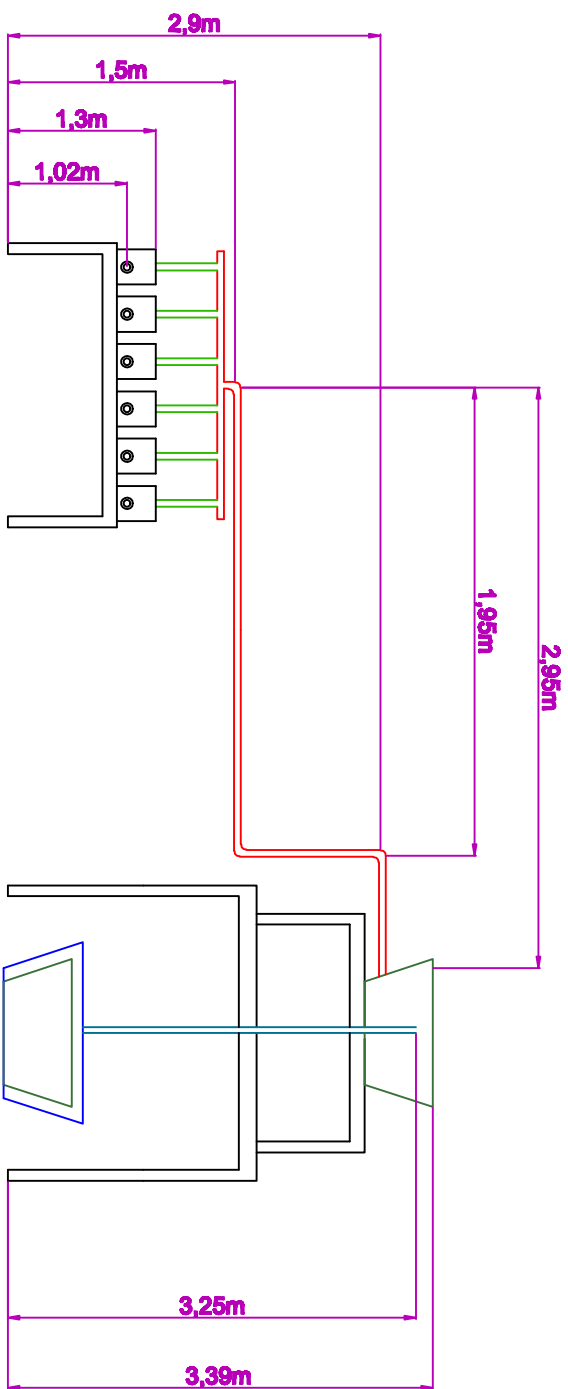


Figura 24. Vista Frontal dos CWSs



Planta	S/E
Legenda	
	Cota
	Tubulação 3/4"
	Tubulação 1"
	Caixa d'água 500L
	Caixa d'água 1000L
	Mangueira 1"
	Mangueira 0,5"

Figura 23. Planta dos CWSs



Vista lateral	S/E
Legenda	
Cota	
Tubulação 3/4"	
Tubulação 1"	
Caixa d'água 500L	
Caixa d'água 1000L	
Mangueira 1"	
Mangueira 0,5"	

Figura 25. Vista Lateral dos CWSs