

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Carla Suntti

**DESAGUAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO EM
FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS**

Florianópolis, SC
Março, 2010.

CARLA SUNTTI

**DESAGUAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO EM
FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi

Florianópolis
Março de 2010

FICHA CATALOGRÁFICA

SUNTTI, Carla.

Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas. 129p.

Lodo de tanque séptico, filtros plantados com macrófitas, desaguamento.

Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental – Florianópolis, SC – Março, 2010.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SUNTTI, Carla. Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas. 2010. 129p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

CARLA SUNTTI

**DESAGUAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO EM
FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Florianópolis, 18 de março de 2010.

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr
(Coordenador)

Banca Examinadora:

Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr
Orientador

Prof. Paulo Belli Filho, Dr
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Denis Miguel Roston, Dr
Universidade Estadual de Campinas

*Dedico este trabalho
aos meus pais, Carlos e
Adelaide, meu irmão Paulo e
meu noivo Wilson...*

“A mente que se abre a
uma nova ideia jamais volta ao
seu tamanho original.” – **Albert
Einstein**

AGRADECIMENTOS

A execução deste trabalho contou com o auxílio de muitas pessoas, as quais eu gostaria de prestar aqui meus sinceros agradecimentos.

Primeiramente agradeço a Deus por sempre iluminar meus caminhos.

Ao professor Luiz Sérgio Philippi pela orientação e pela confiança em mim depositada.

Aos professores Paulo Belli Filho e Denis Miguel Roston por aceitarem compor minha banca e por contribuírem com este trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental pelos conhecimentos repassados durante este período de pesquisa, os quais contribuíram para o andamento deste trabalho.

As funcionárias do Lima, D. Eliane e em especial a Arlete durante seu período na UFSC.

Ao Chico, do Laboratório de Análises de Plantas e Tecidos Vegetais do Centro de Ciências Agrárias da UFSC pelo auxílio nas análises das macrófitas.

Aos colegas do GESAD, especialmente a Maria Elisa por discutir comigo o andamento dos trabalhos e pelos conhecimentos repassados nestes anos de convivência. A Tuti, ao Caio e ao Djesser por trabalharem junto comigo, desde a implantação dos experimentos, até o monitoramento da pesquisa, sem a colaboração deles, o presente trabalho não seria possível. Não poderia deixar de agradecer ao Odinei que muito me ajudou nas coletas e análises do lodo. A Sandrinha, pelas análises de NTK.

Ao Seu Hélio por sempre aparecer nas horas em que mais precisávamos nos ajudando com seus conhecimentos adquiridos com a prática.

A Epagri, pelo espaço cedido dentro do CETRE. Ao pessoal do CETRE, pelo apoio durante o andamento da pesquisa, em especial Seu Déquinha, por nos fornecer sempre o que precisávamos, principalmente alegrando nossas manhãs de campo.

A minha querida amiga Lucila, por compartilhar comigo, desde o início do mestrado, todos meus anseios e dúvidas. Obrigada pelas valiosas contribuições feitas nestes dois anos e meio de convivência.

Aos meus colegas do mestrado, Bruno, Maria Cecília, João, Jacque, Andreas, Suhita e Cira pelos momentos de muita alegria e pelos conhecimentos compartilhados.

A professora Leyza pelas inúmeras vezes que me auxiliou, pelos conselhos e por proporcionar meu crescimento pessoal e profissional.

As minhas primas, Ana e Fernanda, por facilitarem minha vinda para Florianópolis, pelos momentos de alegria e muita risada. Ana: aprendi muito convivendo com você, vou sentir muita falta sua.

Aos meus amados pais, Carlos e Adelaide e meu irmão Paulo por todo carinho e confiança repassado. Por compartilharem comigo meus desejos e medos.... Sem vocês não teria chegado até aqui. Amo muito vocês.

Ao meu amado noivo Wilson, pelo amor, carinho, compreensão e parceria. Obrigada por me incentivar a buscar cada vez mais.

A CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

A FUNASA, pelo auxílio financeiro para execução desta pesquisa.

Quero agradecer a todos que, de alguma forma contribuíram para que este trabalho fosse realizado, o qual possibilitou meu crescimento pessoal e profissional.

RESUMO

Entre os sistemas individuais de tratamento de esgoto doméstico, o tanque séptico é o mais representativo, utilizado por 22% da população brasileira. Os tanques sépticos são projetados para reter e acumular lodo e espuma durante um determinado intervalo de tempo, sendo indispensável a limpeza periódica dos mesmos. No entanto, o lodo precisa de tratamento antes de sua disposição final no ambiente, uma vez que nele se concentram nutrientes, matéria orgânica, metais pesados e organismos patogênicos. Com o objetivo de avaliar o potencial do filtro plantado com macrófitas para o desaguamento de lodo de tanque séptico foram construídos dois filtros pilotos aplicando-se duas taxas distintas em termos de sólidos totais (F1 – 250 e F2 – 125 kgST.m⁻².ano⁻¹). Os filtros pilotos eram idênticos, com 4,3 m² de área superficial, 0,75 m de meio filtrante e plantados com *Zizaniopsis bonariensis*. O trabalho experimental se desenvolveu em três fases: Fase I – alimentação dos filtros com esgoto durante 75 dias para amadurecimento do leito; Fase II – alimentação com lodo durante um mês para adaptação das macrófitas e Fase III com a taxa nominal estipulada inicialmente, por um período de 126 dias. Os resultados obtidos revelaram que o F2 apresentou melhor desempenho em relação ao F1 obtendo eficiência média de remoção de 96% sólidos totais, 99% demanda química de oxigênio, 99,9% sólidos suspensos e 72% de nitrogênio amoniacal, com concentrações efluentes de 472, 85, 18 e 10,7 mg.L⁻¹, respectivamente. O F2 também apresentou maior concentração de sólidos totais no lodo acumulado no leito (33%) e por consequência, menor umidade (67%), enquanto o lodo acumulado no F1 a concentração de sólidos totais foi de 24% e a umidade foi de 76%. As concentrações de sólidos totais atingidas no lodo acumulado no filtro permitiram classificá-lo como torta semi-sólida. Em relação às macrófitas, as Fases I e II mostraram-se importantes para adaptação da espécie *Z. bonariensis* nos filtros. Com alimentação dos filtros com lodo, além de aumentar a biomassa das macrófitas foi verificado maior concentração de nitrogênio no tecido vegetal das mesmas, obtendo uma assimilação de 4% de nitrogênio no F1 e 6% no F2. As macrófitas foram importantes no tratamento do lodo pois, a elevada densidade destas no leito auxiliaram as perdas de água do lodo, principalmente pelo processo de evapotranspiração. Com base nestes resultados, e por meio das análises estatísticas pôde-se afirmar que o F2, que recebeu a menor taxa de lodo, apresentou um melhor desempenho no processo de desaguamento do lodo de tanque séptico. Desta forma, pode-se concluir que os filtros plantados com macrófitas, como sistema natural de tratamento de lodo apresentaram bom desempenho no desaguamento do mesmo, constituindo-se em uma tecnologia simples do ponto de vista operacional, com baixo consumo energético, não necessitando a adição de produtos químicos, podendo-se adequar para pequenas comunidades.

Palavras-chave: Lodo de Tanque Séptico, *Constructed Wetlands*, Filtros Plantados com Macrófitas, Desaguamento.

ABSTRACT

The septic tank is the most used system in decentralized scale in Brazil. Recent data shows that more than 12 million households use septic tank as a treatment of domestic sewage, corresponding to 22% of the population. Septic tanks are designed to retain and accumulate sludge and scum for a certain period, however is necessary to clean it periodically. The sludge has to be treated before disposal, because it has high concentrates of nutrients, organic matter, heavy metals and pathogenic organisms. The objective of this study was to evaluate the efficiency of two pilot-scale constructed wetlands for septic tank sludge dewatering, evaluating two different loads of sludge in terms of total solids (CW1 – 250 e CW2 – 125 kgTS.m⁻².year⁻¹). The constructed wetland had 4.3 m² of surface area each, having 0.75 m of sand-gravel matrix and were planted with *Zizaniopsis bonariensis*. This research was developed in three phases: Phase 1 – fed the filters with wastewater for 75 days to acclimatize the bed; Phase 2 – fed with sludge for a month to adapt the macrophytes and Phase 3 – fed the filters with sludge with the nominal loading rate by a period of 126 days. The results obtained demonstrated that the CW2 had better performance than CW1 with removal efficiency average of 96% of total solids, 99% chemical oxygen demand, 99,9% suspended solids and 72% of ammonia, with effluent concentrations of 472, 85, 18 and 10.7 mg.L⁻¹, respectively. The CW2 also demonstrated a higher concentration of solids (33%) in the sludge accumulated, therefore less moisture (67%) while the concentration of total solids in CW1 was 24% and the moisture 76%. With these concentrations of total solids in the sludge accumulated is possible classify it as semi-solid cake. In relation to macrophytes, the Phases I and II were important for adaptation of the species *Z. bonariensis* in the filters. The fed of the filter with sludge to increasing biomass of macrophytes and concentration of nitrogen in plant tissue, get and assimilate a 4% and 6% of nitrogen in the CW1 and CW2 respectively. The macrophytes were important in the treatment of sludge because of the high density in bed helps the losses of water from sludge, mainly through the process of evapotranspiration. Based on these results, and through statistical analysis could be affirmed that the CW2, that received the lowest rate of sludge showed a better performance in the process of dewatering sludge from septic tank. Thus, it can be concluded that the constructed wetland is a natural system of sludge treatment that has been demonstrating good performance in dewatering it. This technology consists in a simple system that not requires the addition of chemicals, has low energy consumption, appropriate especially for small communities.

KEY-WORDS: septic tank sludge, constructed wetlands, dewatering, natural systems.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática do funcionamento de um tanque séptico.	22
Figura 2: Visão geral dos tratamentos aplicados para lodo.	32
Figura 3: Representação de um filtro plantado com macrófitas para tratamento do lodo.	38
Figura 4: Centro de Treinamento da Epagri, no bairro Itacorubi – Florianópolis/SC.	47
Figura 5: Vista da área antes da instalação da pesquisa. Destaque para os sistemas de tratamento de esgotos existentes no CETRE.	48
Figura 6: Representação esquemática do sistema para avaliação das taxas.	49
Figura 7: Sistema de coleta do efluente	50
Figura 8: Sistema de ventilação	50
Figura 9: Terminal de ventilação.	50
Figura 10: Representação esquemática do filtro plantado.	51
Figura 11: Tubulação de alimentação do sistema com destaque para as divisórias dos filtros.	52
Figura 12: Caixas para armazenamento do líquido percolado.	52
Figura 13: Sistema para extravasar o líquido percolado	52
Figura 14: Retirada do <i>Z. bonariensis</i> do filtro do CETRE.	53
Figura 15: <i>Z. bonariensis</i> com as folhas cortadas.	53
Figura 16: Remoção da matéria orgânica das raízes	53
Figura 17: Divisão do filtro para plantio das macrófitas.	53
Figura 18: Plantio das macrófitas	53
Figura 19: Filtro com as macrófitas plantadas	53
Figura 20: Vista da cobertura dos filtros plantados.	54
Figura 21: Amostrador para coleta de lodo	58
Figura 22: Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt do esgoto e das saídas dos F1 e F2.	62
Figura 23: Comportamento da série nitrogenada no F1.	64
Figura 24: Comportamento da série nitrogenada no F2.	65
Figura 25: Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt, ST e SS avaliadas no lodo TA na Fase II.	67
Figura 26: Série temporal dos dados de potencial hidroeônico nos pontos amostrados: lodo TA e líquido percolado do F1 e F2.	69
Figura 27: Série temporal das concentrações de alcalinidade total nos pontos amostrados: lodo TA e líquido percolado do F1 e F2.	69
Figura 28: Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt, ST, SS e SV avaliadas no lodo TA na Fase III.	71

Figura 29: Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQOt, avaliadas no líquido percolado F1 e F2 na Fase III. _____	73
Figura 30: TAS aplicadas e removidas no F1 durante os 126 dias de operação. _____	76
Figura 31: TAS aplicadas e removidas no F2 durante os 126 dias de operação. _____	76
Figura 32: Volume do líquido percolado contabilizado no F1 e F2 durante a Fase III. _____	78
Figura 33: Média mensal dos dados meteorológicos durante a Fase III (Junho a Novembro de 2009). _____	78
Figura 34: Balanço de água no F1. _____	79
Figura 35: Balanço de água no F2. _____	79
Figura 36: Comportamento da matéria nitrogenada no F1 durante a Fase III. _____	81
Figura 37: Comportamento da matéria nitrogenada no F2 durante a Fase III. _____	82
Figura 38: Série temporal do valor de pH no lodo TA, F1 e F2 durante a Fase III. _____	83
Figura 39: Série temporal da alcalinidade total no lodo TA, F1 e F2 durante a Fase III. _____	83
Figura 40: Característica do lodo acumulado no F1. _____	86
Figura 41: Característica do lodo acumulado no F2. _____	86
Figura 42: Característica do lodo de entrada (lodo do TA). _____	86
Figura 43: Percentual médio de ST e SV (% ST) no lodo TA e no lodo acumulado no F1 e F2. _____	87
Figura 44: Lodo acumulado no F1 _____	88
Figura 45: Lodo acumulado no F2 _____	88
Figura 46: Altura média das macrófitas no F1 e F2 durante o experimento. _____	92
Figura 47: Taxa de crescimento das macrófitas no F1 e F2 durante o experimento _____	92
Figura 48: Evolução da <i>Z. bonariensis</i> durante o experimento. _____	95
Figura 49: Biomassa na Fase I e na Fase II nos filtros F1 e F2. _____	96
Figura 50: Matéria orgânica e teor de cinzas nas macrófitas na fase Partida 1E e na fase Operação com lodo nos filtros F1 e F2. _____	97
Figura 51: Concentração de nitrogênio nas macrófitas na Fase I e na Fase III nos filtros F1 e F2. _____	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características dos materiais empregados nos filtros. _____	51
Tabela 2: Concentrações de DQOt na Fase I. _____	61
Tabela 3: Concentrações da série de sólidos na Fase I. _____	63
Tabela 4: Caracterização da matéria nitrogenada nos filtros na Fase I. _____	64
Tabela 5: Caracterização do lodo TA na Fase II. _____	66
Tabela 6: Concentrações de DQOt, ST, SS na Fase I _____	67
Tabela 7: Caracterização da matéria nitrogenada nos filtros na Fase II. _____	68
Tabela 8: Caracterização do lodo TA na Fase III. _____	70
Tabela 9: Resultados das concentrações de DQOt, ST e SS nos pontos: lodo TA, líquido percolado F1 e F2, na Fase III. _____	73
Tabela 10: Volume de lodo aplicado e volume de líquido percolado produzido nos F1 e F2. _____	77
Tabela 11: Caracterização da matéria nitrogenada nos filtros na Fase III. _____	80
Tabela 12: Estimativa da população atendida com os filtros plantados com macrófitas. _____	84
Tabela 13: Altura do lodo acumulado no F1 e F2. _____	85
Tabela 14: Valores obtidos com o teste <i>T</i> na análise de variância dos dados ($\alpha = 0,05$) _____	100

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Características físico-químicas de lodo de tanque séptico. _____	26
Quadro 2: Principais métodos para estabilização, desaguamento e higienização de lodo. _____	30
Quadro 3: Eficiência de diversos sistemas aplicados para tratamento de lodo de tanque séptico. _____	34
Quadro 4: Taxa de aplicação superficial adotada por diversos autores. _____	39
Quadro 5: Material filtrante empregado nos filtros para tratamento de lodo. _____	40
Quadro 6: Parâmetros adotados para a construção dos filtros. _____	49
Quadro 7: Detalhamento das fases de operação dos sistemas. _____	54
Quadro 8: Volume de lodo aplicado semanalmente na Fase II. _____	55
Quadro 9: Parâmetros avaliados no lodo e no líquido percolado. _____	57
Quadro 10: Parâmetros avaliados nos lodo acumulado nos filtros plantados com macrófitas. _____	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETRE	Centro de Treinamento da Epagri
Cu	Coefficiente de uniformidade
DN	Diâmetro nominal
DP	Desvio Padrão
DQOt	Demanda Química de Oxigênio total (mg/L)
ECV	Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
F1	Filtro 1
F2	Filtro 2
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
GESAD	Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio Nitrito (mg.L ⁻¹)
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio Nitrato (mg.L ⁻¹)
N-NO _x	Nitrogênio Oxidado (mg.L ⁻¹)
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal (mg.L ⁻¹)
OD	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PVC	Poli cloreto de vinila
SIAB	Sistema de Informação da Atenção Básica – Estado de Santa Catarina
SST	Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)
ST	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)
STF	Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)
STV	Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)
TA	Tanque Armazenamento
TAS	Taxa de Aplicação Superficial (kgST.m ⁻² .ano ⁻¹)
UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UnB	Universidade de Brasília
US.EPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
2.1 OBJETIVO GERAL	19
2.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
3.1 TANQUES SÉPTICOS E GERAÇÃO DE LODO	20
3.1.1 LODO DE TANQUE SÉPTICO: CARACTERÍSTICAS E DESAFIOS	24
3.2 MÉTODOS DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE LODO	29
3.3 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS PARA TRATAMENTO DE LODO	34
3.3.1 PARÂMETROS DE PROJETO	38
3.3.2 COMPONENTES DOS FILTROS PLANTADOS PARA TRATAMENTO DE LODO	39
3.4 CONVERSÃO DA MATÉRIA CARBONÁCEA E NITROGENADA	42
3.4.1 CONVERSÃO DA MATÉRIA CARBONÁCEA EM CONDIÇÕES AERÓBIAS	42
3.4.2 CONVERSÃO DA MATÉRIA NITROGENADA	43
4. METODOLOGIA	47
4.1 LOCAL DA PESQUISA	47
4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	48
4.2.1 COMPONENTES DO SISTEMA	50
4.3 OPERAÇÃO DOS SISTEMAS	54
4.4 MONITORAMENTO ANALÍTICO	56
4.4.1 LODO E LÍQUIDO PERCOLADO	56
4.4.2 LODO ACUMULADO	58
4.4.3 MACRÓFITAS	58
4.4.3.1 <i>Taxa de crescimento e densidade</i>	59
4.4.3.2 <i>Biomassa</i>	59
4.4.3.3 <i>Determinação de Nitrogênio</i>	60
4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	60
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.1 FASE I	61
5.1.1 REMOÇÃO DA MATÉRIA CARBONÁCEA NOS FILTROS	61
5.1.2 TRANSFORMAÇÃO DA MATÉRIA NITROGENADA NOS FILTROS	64
5.2 FASE II	65
5.2.1 REMOÇÃO DA MATÉRIA CARBONÁCEA NOS FILTROS	66
5.2.2 TRANSFORMAÇÃO DA MATÉRIA NITROGENADA NOS FILTROS	68
5.3 FASE III	70
5.3.1 CARACTERÍSTICAS DO LODO TA	70
5.3.2 DESEMPENHO DOS FILTROS PLANTADOS	72
5.3.2.1 <i>Remoção da matéria carbonácea nos filtros</i>	73
5.3.2.2 <i>Transformação da matéria nitrogenada nos filtros</i>	79
5.3.2.3 <i>Estimativa da população atendida – aplicabilidade do sistema</i>	84
5.3.3 LODO ACUMULADO NOS FILTROS PLANTADOS	84
5.3.4 DESEMPENHO DAS MACRÓFITAS NO TRATAMENTO DO LODO	90
5.3.4.1 <i>Produção de biomassa e teor de matéria orgânica</i>	96

5.3.4.2 <i>Remoção da matéria nitrogenada pelas macrófitas</i>	97
5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA	100
6. CONCLUSÕES	101
7. RECOMENDAÇÕES	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

1. INTRODUÇÃO

O Brasil ainda apresenta carências no saneamento básico, seja por questões de infraestrutura, seja por questões políticas. Devido ao baixo índice de coleta de esgotos no país (47,9% em áreas urbanas – SNIS, 2007) tem crescido a utilização de sistemas individuais de tratamento de esgotos com vistas a proporcionar um destino adequado para os despejos domésticos. Entre os sistemas mais utilizados em escala descentralizada no Brasil destacam-se os tanques sépticos. Dados de 2007 (IBGE, 2008) revelam que mais de 12 milhões de domicílios brasileiros utilizam tanque séptico como forma de tratamento de esgoto doméstico, o equivalente a 22 % da população. Deste percentual, 87% dos domicílios são referentes a áreas urbanas, enquanto que 13% são relativos a residências situadas em áreas rurais. Em Santa Catarina a Gerência de Atenção Básica, que consolidou os dados registrados no Sistema de Informação da Atenção Básica – SIAB (SANTA CATARINA, 2006) revela que cerca de 70% das residências do Estado utilizam o tanque séptico para o tratamento de esgotos sanitários.

A aplicabilidade do tanque séptico está associada ao custo relativamente baixo de construção e simplicidade operacional. Porém, os tanques sépticos requerem manutenção periódica, uma vez que o lodo acumulado no interior do mesmo precisa ser removido para não comprometer o funcionamento do sistema, e para que o tanque não passe a funcionar apenas como uma caixa de passagem.

Atualmente, a limpeza dos tanques sépticos está condicionada aos serviços de empresas conhecidas como “desentupidoras” ou “caminhões limpa-fossa”. Essas empresas, em sua grande maioria, não estão credenciadas no órgão ambiental competente e muitas vezes não fornecem uma destinação adequada do material coletado dos tanques sépticos. Embora o lodo geralmente permaneça dentro do tanque séptico tempo necessário para que se inicie o estagio de degradação, sua disposição final no meio ambiente pode oferecer problemas de saúde pública e impactos ambientais aos corpos d’água e ao solo, uma vez que o mesmo concentra nutrientes, matéria orgânica, metais pesados e organismos patogênicos. Desta forma, é imprescindível um tratamento para sua estabilização e mineralização final, o qual se constitui em um desafio no mundo todo.

Existem várias alternativas tecnicamente aceitáveis para o tratamento de lodo e, entre elas, a mais comumente adotada é a digestão

anaeróbia seguida pela disposição em aterros sanitários. No entanto, o grande desafio consiste em desenvolver alternativas tecnológicas de tratamento do lodo de forma descentralizada e sob a ótica da sustentabilidade. Essas alternativas devem primar pelo baixo custo de implantação, simplicidade operacional, baixo consumo energético e passível de ser implantado nas mais diversas situações, como em pequenas comunidades, e em áreas rurais. O objetivo não é estabelecer um pacote tecnológico, mas sim uma opção de tratamento de lodo que seja adequada às peculiaridades locais. Neste contexto, destacam-se os filtros plantados com macrófitas, os quais são um sistema natural de tratamento de lodo, com bom desempenho no desaguamento e mineralização do mesmo. Os filtros plantados se enquadram nos pressupostos da sustentabilidade, sob o aspecto energético, econômico e não necessitam a adição de produtos químicos, além de se adequarem especialmente para pequenas comunidades.

A utilização dos filtros plantados para o tratamento de lodo possibilita que o mesmo seja convertido em um produto benéfico ao meio ambiente, podendo ser utilizado em áreas agrícolas como fertilizante e condicionador do solo.

Embora os filtros plantados sejam uma tecnologia consolidada em alguns países da Europa e Ásia, no Brasil o processo de tratamento dos filtros plantados ainda é pouco explorado. Neste sentido, se justifica o desenvolvimento deste estudo, com vistas a explorar o desempenho dos filtros plantados sob condições de clima subtropical.

Desta forma, é proposta esta pesquisa, a qual está inserida no projeto intitulado *Alternativas de gerenciamento seguro de lodos de esgotos sob a ótica do saneamento descentralizado*, enquadrado na área temática “Esgotamento Sanitário”, linha de pesquisa “Esgoto – 1”, edital de convocação nº 001/2007 do Ministério da Saúde – Fundação Nacional da Saúde – FUNASA. Esta pesquisa tem apoio da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, a qual cedeu um espaço dentro do Centro de Treinamento – CETRE para construção do campo experimental.

2.OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical no desaguamento de lodo de tanque séptico, submetendo o sistema a variações de taxas orgânicas em termos de sólidos totais.

2.1.2 Objetivos específicos

- Identificar o desempenho dos filtros plantados com macrófitas no desaguamento do lodo por meio da aplicação de duas taxas distintas de sólidos, 250 e 125 kgST.m⁻².ano⁻¹;
- Caracterizar os parâmetros físicos e químicos do lodo bruto e do líquido percolado gerado nos filtros plantados;
- Acompanhar o processo inicial de mineralização do lodo acumulado nos filtros plantados;
 - Acompanhar o desenvolvimento das macrófitas ao longo do tempo, considerando como parâmetros a altura, produção de biomassa e remoção de nitrogênio.

3.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 TANQUES SÉPTICOS E GERAÇÃO DE LODO

O tanque séptico é um dos sistemas mais utilizados em escala descentralizada no Brasil. Uma pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2008) revela que mais de 12 milhões de domicílios utilizam o tanque séptico como forma de tratamento de esgoto doméstico, o equivalente a 22 % da população brasileira. Deste percentual, 87% dos domicílios são referentes a áreas urbanas, enquanto que 13% são relativos a residências situadas em áreas rurais. Em Santa Catarina, a Gerência de Atenção Básica, que consolidou os dados registrados no Sistema de Informação da Atenção Básica – SIAB (SANTA CATARINA, 2006) revela que este valor é mais expressivo, cerca de 70% das residências do Estado utilizam o tanque séptico para o tratamento de esgotos sanitários.

Também conhecidos como *decanto-digestores* ou ainda *fossas sépticas*, os tanques sépticos são muito aplicados em áreas urbanas desprovidas de rede coletora pública de esgoto, em situações com existência de rede para atender vilas, conjuntos residenciais, comunidades que geram pequenas e médias vazões e em áreas rurais. São projetados de modo a receber todos os despejos domésticos (pia da cozinha, lavanderias domiciliares, lavatórios, vasos sanitários, chuveiros, etc.). Os despejos de cozinha, no entanto, devem passar por uma caixa de gordura antes de serem lançados nos tanques sépticos, visando não comprometer o sistema.

Segundo Jordão e Além Sobrinho (2009), os tanques sépticos “são sistemas de simples construção, econômicos, praticamente não requerem manutenção – salvo uma limpeza periódica a cada dois ou cinco anos – e, por isso mesmo, têm sido muito usados em todo mundo”.

Nos Estados Unidos, por exemplo, dados de 2007 revelam que cerca de 20% das unidades habitacionais utilizam tanque séptico como forma de saneamento individual, o que corresponde a 26,1 milhões de residências. Este número representa um aumento de 1,54 milhões de sistemas desde 1985. Deste valor, 50% estão situados em áreas rurais, enquanto que 47% se encontram nos subúrbios e 3% no centro das cidades (US.EPA, 2008). Já na Jamaica, 70% da população dependem

de sistemas de saneamento individual, como o tanque séptico (FERNANDES; KIRSHEN; VOGEL, 2008).

Este sistema foi idealizado em 1872 por Jean Louis Mouras, na França ao perceber a redução no volume dos sólidos acumulados por 12 anos em um tanque hermético, que havia construído para coletar os esgotos antes de serem encaminhados para um sumidouro. O tanque séptico foi patenteado em 1881 com o nome *Eliminador Automático de Excrementos* (PESSÓA; JORDÃO, 1982). Em 1896, Donald Cameron, engenheiro na Grã-Bretanha, patenteou um decanto-digestor, o qual nomeou de *Tanque Séptico*, possivelmente em função da palavra *sepsis*, que exprime decomposição pela atividade microbiana (ANDRADE NETO et al., 1997).

A aplicação pioneira do tanque séptico no Brasil se deu a partir da construção de um grande tanque, de uso coletivo, na cidade de Campinas (SP) em 1982, visando o tratamento de esgotos urbanos. No entanto, os tanques sépticos começaram a ser difundidos amplamente a partir da década de 30 (PROSAB, 1999).

O fato de continuar a ser utilizado há mais de cem anos e de ser a unidade de tratamento de esgoto mais usada, potencializa a sua aplicabilidade (CHERNICHARO, 1997).

No Brasil, o projeto, a construção e a operação são regulamentados pela NBR 7229 de 1993 (ABNT-NBR7229, 1993). Philippi (1993) ressalta, no entanto, que muitos tanque sépticos utilizados são subdimensionados em relação ao preconizado pela norma, o que compromete a vida útil dos mesmos e principalmente o tratamento do efluente.

O tanque séptico constitui-se de uma câmara fechada destinada a reter o esgoto doméstico por um determinado período de tempo, de forma a permitir a decantação e transformação dos sólidos contidos no esgoto em substâncias mais simples e estáveis (Figura 1).

Devido à baixa velocidade de escoamento, os sólidos suspensos e os sedimentáveis presentes no esgoto sedimentam no fundo onde sofrem digestão anaeróbia. O aumento dos resíduos desta digestão e a velocidade em que esse processo ocorre regulam a taxa de acumulação, a qual determinará a frequência de limpeza do tanque séptico (PHILIPPI, 1993).

O líquido clarificado, por sua vez, denominado efluente primário, sai do sistema carreando os sólidos dissolvidos e os sólidos que não sedimentaram (AISSE, 2000), sendo necessário um tratamento complementar antes de seu lançamento no solo ou em um corpo d'água. Segundo Andrade Neto et al. (1997) os tanques sépticos são mais que

um decantador e digestor associados, pois possuem um tempo de detenção hidráulica maior que os decantadores convencionais, permitindo que o lodo digerido se acumule no fundo por um longo período de tempo.

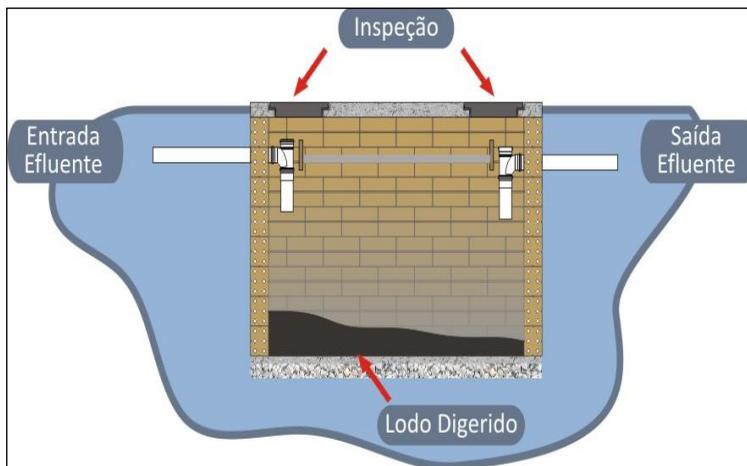


Figura 1: Representação esquemática do funcionamento de um tanque séptico.

Fonte: Adaptado de ABNT-NBR7229/93.

De forma resumida, o funcionamento de um tanque séptico envolve três etapas (ANDRADE NETO, 1997):

- **Retenção:** o esgoto é retido no tanque por um período preestabelecido que pode variar de 12 a 24 horas, dependendo das contribuições afluentes;

- **Decantação:** sedimentação de 60% a 70% dos sólidos em suspensão, formando-se o lodo. Parte dos sólidos não decantados, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases são retidos na superfície do líquido, denominado espuma;

- **Digestão:** tanto o lodo como a espuma são digeridos por bactérias anaeróbias, provocando a destruição parcial dos organismos patogênicos.

Neste processo atuam microrganismos heterotróficos estritamente anaeróbios ou facultativos. A digestão anaeróbia possui uma complexa e delicada relação entre os microrganismos responsáveis por esta conversão, onde cada grupo possui um papel específico (MALINA; POHLAND, 1992; CHERNICHARO, 1997).

A digestão anaeróbia dos compostos orgânicos (proteínas, carboidratos e lipídios) ocorre em diferentes estágios. Para que este processo seja eficiente todas as etapas precisam estar em equilíbrio, pois existem diferentes grupos de bactérias que trabalham metabolicamente dependentes uns dos outros, sendo o produto do primeiro grupo utilizado como substrato para o grupo seguinte. Embora o processo seja apresentado em diferentes estágios, normalmente isso ocorre simultaneamente (GERARDI, 2003). Estes estágios são:

- *Hidrólise*: nesta etapa o material orgânico particulado é convertido em materiais mais simples para que as bactérias sejam capazes de assimilá-los.

- *Acidogênese*: os compostos gerados pela hidrólise são, nesta etapa, absorvidos pelas células das bactérias fermentativas, sendo posteriormente convertidos em outros compostos mais simples, os quais são excretados pelas células.

- *Acetogênese*: as bactérias acetogênicas convertem os produtos formados na acidogênese em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, os quais são substratos para a produção de metano.

- *Metanogênese*: etapa final do processo de degradação anaeróbia dos compostos orgânicos, onde as bactérias metanogênicas utilizam os substratos gerados pela acetogênese, produzindo metano e dióxido de carbono.

O líquido clarificado por sua vez, apresenta ainda elevadas concentrações de organismos patogênicos, nutrientes e matéria orgânica dissolvida. Desta forma, com vistas a melhorar a qualidade do efluente final, o tanque séptico é utilizado em combinação com outra unidade de tratamento, sendo muito comum o uso de filtros anaeróbios.

Como os tanques sépticos são projetados para reter e acumular lodo e espuma durante um determinado intervalo de tempo, considerado em projeto conforme a NBR 7229 de 1993, é necessário que se faça uma limpeza dos mesmos após este período, o qual pode variar de um a cinco anos. Uma estimativa do volume de lodo acumulado em um tanque séptico pode ser realizada levando-se em conta a seguinte relação: considerando-se um bairro de padrão médio (100 residências) e levando-se em conta que cada residência possui seu tanque séptico e as mesmas são habitadas por quatro pessoas, cada tanque terá um volume de 2 m^3 . Considerando-se uma limpeza a cada dois anos, e estando o tanque séptico preenchido em 50% do seu volume com lodo neste mesmo período (PHILIPPI, 1992), mantendo-se 10% do volume do lodo dentro

tanque, tem-se uma produção de 80 m³ de lodo, ou seja, 80.000 L a cada dois anos.

Todo este lodo precisa ser coletado e tratado de forma adequada antes de sua disposição final no meio ambiente. Verifica-se, no entanto, uma ausência da gestão deste resíduo, o que, além de ocasionar um mau funcionamento do sistema, pode caso disposto de forma inadequada, oferecer riscos à saúde e ao meio ambiente, uma vez que é no lodo que se concentram os nutrientes, matéria orgânica, metais pesados e organismos patogênicos (FERREIRA; NISHIYAMA, 2003). Cabe ressaltar ainda que a limpeza destes sistemas, muitas vezes, está condicionada a serviços terceirizados de empresas denominadas “limpa-fossas” ou “desentupidoras”, o que não garante um tratamento adequado deste resíduo. Em residências localizadas em áreas rurais nem mesmo este serviço de coleta está disponível, o que implica na inexistência do gerenciamento do lodo acumulado nos tanques sépticos.

3.1.1 Lodo de tanque séptico: características e desafios

A denominação de lodo refere-se aos subprodutos sólidos produzidos nos sistemas de tratamento de esgotos, também descrito como a parte indesejável destes processos (MOORE JR, 1981). O lodo é constituído por uma mistura rica em matéria orgânica (>70%), inorgânica, nutrientes, microrganismos e mais de 95% de água (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001). Em função do seu estágio de digestão, o lodo apresenta-se com uma coloração preta devido a presença de sulfeto de ferro (IMHOFF; IMHOFF, 1986). Kang e Smith (1981) referem-se a lodos de tanque sépticos como uma mistura anaeróbia bastante variável e com odor desagradável.

O conhecimento de como ocorre o acúmulo de lodo nos tanques sépticos é uma ferramenta importante para estimar o momento ideal de seu descarte, garantindo assim um bom funcionamento do sistema. Para Philippi (1992), ao avaliar o desempenho de 42 tanques sépticos na França, a caracterização do lodo se mostrou como um critério importante para a operação e monitoramento desses sistemas. Segundo o mesmo autor, o acúmulo dos resíduos da digestão anaeróbia e a velocidade com que ocorre esta digestão são os fatores que regulam a taxa de acumulação de lodos. Esta taxa, expressa em Litros.pessoa⁻¹.dia⁻¹ varia ao longo do tempo – cresce lentamente até a metanização completa e após esta fase tende a diminuir quanto maior for o período de retenção do efluente no tanque. O autor acrescenta ainda que, quanto mais espaçados forem os intervalos de limpeza, mais digerido estará o lodo.

Considerando este fator, a adoção de limpezas anuais tende a resultar na retirada de lodos que não atingiram a metanização completa, e, por conseguinte, ainda ricos em produtos acidogênicos, sendo necessária uma etapa de depuração.

No Quadro 1 são apresentados os resultados obtidos por vários estudos que avaliaram as características do lodo derivado de tanques sépticos.

Tipo de lodo /Autores/Local	Parâmetros físico-químicos (mg.L ⁻¹)					
	ST ¹	STV ²	DQO ³	DBO ₅ ⁴	N-NH ₄ ⁺⁵	P total ⁶
METCALF & EDDY, 1979	5.000 - 100.000	1.240 - 17.350	2.400 - 16.000	1.020 - 4.800	38 - 149	6 - 67
US.EPA, 1999, EUA	1.132 - 130.475	353 - 71.402	1.500 - 703.000	440 - 78.600	3 - 116	20 - 760
Cooper; Rezek, 1980, EUA*	38.000	25.300	42.900	5.000	160	250
Ritter et al, 1992, EUA*	13.753	-	11.130	2.246	58,1	30,1
Rubin, 1991, EUA*	15.000 - 17.500	-	9.900	-	-	92
Philippi, 1992, FRANÇA	36.570 - 46.400	25.810-31.570	2.502 - 3.873	-	-	-
Heinss et al, 1999 GHANA	11.900	-	7.800	600 -1.500	-	-
Heinss et al, 1999 PHILIPINAS	72.000	-	37.000	3.800	-	-
Koné; Strauss, 2004, ARGENTINA	6.000 - 35.000	-	4.200	750 -2.600	150	-
Kootattep et al, 2001, TAILÂNDIA	2.000 - 67.000	900 - 52.500	1.200 - 76.000	600 - 5.500	120 -1.200	-
Klingel, 2001 TAILÂNDIA	15.350	-	15.700	2.300	415	-
Philippi, Magri e Sunti, 2009, (UFSC) BRASIL	40.829	24.809	47.732	-	242 ⁷	1.252
Ingunza et al, 2009, (FAE) BRASIL	40.747	23.289	35.748	3.206	254	341
Ingunza et al, 2009, (UFRN) BRASIL	15.662	10.478	12.929	-	106	53

Quadro 1: Características físico-químicas de lodo de tanque séptico (continua).

Tipo de lodo /Autores/Local	Parâmetros físico-químicos (mg.L ⁻¹)					
	ST ¹	STV ²	DQO ³	DBO ₅ ⁴	N-NH ₄ ⁺⁵	P total ⁶
Lodo de tanque séptico						
Ingunza et al, 2009, (UnB) BRASIL	7.213	4.694	9.384	-	138	29
Ingunza et al, 2009, (USP/EESC) BRASIL	7.573	4.845	9.536	-	177	73
Lodo de “caminhão limpa-fossa”	ST	STV	DQO	DBO₅	N-NH₄⁺	P total
Paula Júnior et al, 2003, BRASIL	9.550	6.172	10.384	-	-	-
Tachini, Belli e Pinheiro et al. 2006, BRASIL	49.593	29.685	23.835	11.424	-	-
Machado Jr.; Lapolli; Récio, 2008, BRASIL	24.902	12.036	19.603	3.500	73	70 ⁸
Ratis et al. 2008, BRASIL	7.034	4.765	5.055	2.649	-	-
Pinto, 2006, BRASIL**	516 - 33.292	224 - 18.454	528 - 29.704	300 - 7.400	-	7 - 216
Ingunza et al, 2009, (FAE) BRASIL	12.116	7.891	11.219	2.734	124	132
Ingunza et al, 2009, (UFRN) BRASIL	6.508	4.368	4.205	2.176	75	-
Ingunza et al, 2009, (UnB) BRASIL	7.368	6.395	1.281	-	51	14
Ingunza et al, 2009, (USP/EESC) BRASIL	5.216	3.053	4.491	1.524	-	39

⁽¹⁾ ST: Sólidos Totais; ⁽²⁾ STV: Sólidos Totais Voláteis; ⁽³⁾ DQO: Demanda Química de Oxigênio; ⁽⁴⁾ DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio, ⁽⁵⁾ N-NH₄⁺:

Amônia; ⁽⁶⁾ P total: Fósforo Total .⁽⁷⁾ Valores referentes à Nitrogênio total Kjeldahl . ⁽⁸⁾ Valores referentes à Ortofosfato

Obs.:* Trabalhos apresentados por Harrison e Moffe (2003). ** Dados referentes a 23 amostras de lodos provenientes de residências e restaurantes

Quadro 1: Características físico-químicas de lodo de tanque séptico (continuação).

Como pode ser observado no Quadro 1, existe uma variabilidade expressiva nos valores. Esta heterogeneidade é uma das características dos lodos de tanques sépticos, provavelmente devido ao tempo em que este permanece nos sistemas, bem como a frequência de limpeza dos mesmos. Além disso, aspectos como hábitos alimentares, higiênicos e aspectos culturais dos usuários também influenciam nas características do lodo (US. EPA, 1994).

Por outro lado, quando o tanque séptico é esgotado por “caminhões limpa-fossa”, normalmente todo o seu conteúdo é removido, e não somente o lodo. Desta forma, o que esses caminhões esgotam é uma mistura de esgoto e lodo, apresentando, às vezes, características de esgotos concentrados e por vezes características similares a lodo de Estação de Tratamento de Efluentes – ETE (INGUNZA et al., 2009). Nesses casos tem-se também elevada concentração de sólidos grosseiros, como areia e materiais graxos.

Outro aspecto relevante a ser considerado sobre o lodo é a concentração de agentes patogênicos. Segundo Silva et al. (2001), é possível encontrar cinco grupos de microrganismos no lodo, sendo eles: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias. A presença destes organismos está condicionada às condições socioeconômicas e sanitárias da população, região geográfica e, principalmente, o tipo de tratamento a que o lodo foi submetido. Os referidos autores ressaltam ainda que os processos de tratamento de esgoto concentram no lodo a maior parte da carga de microrganismos.

Bonnet, Lara e Domaszak (1998) ressaltam que, embora esta população de patógenos deva ser neutralizada, podendo ser por meio de processos de desidratação, estabilização e desinfecção, o monitoramento de todos os organismos presentes no lodo é economicamente inviável, além de envolver demandas laboratoriais que inviabilizariam um planejamento de reuso deste resíduo. Desta forma, é necessária a seleção de organismos indicadores, visto que muitas características biológicas e de resistência ambiental destes organismos são semelhantes em diversos grupos. Entre os organismos indicadores existentes destaca-se o grupo de bactérias coliformes e estreptococos fecais (como *Escherichia coli*, *Salmonella*) e o grupo dos helmintos, nematóides e cestóides (como *Ascaris lumbricoides*), os quais são utilizados no monitoramento do lodo com vistas a um possível reuso agrícola. Destes microrganismos, as bactérias apresentam-se como os organismos mais frágeis aos processos de tratamento de lodo, enquanto que os helmintos, principalmente *Ascaris lumbricoides*, possuem ovos resistentes e capazes de sobreviver no solo por até sete anos.

O que se observa, nesse contexto, é que o tratamento e disposição final do lodo têm-se mostrado como um dos maiores problemas relacionados ao uso do tanque séptico (PAULA JÚNIOR et al., 2003).

3.2 MÉTODOS DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE LODO

Nas últimas décadas houve um progresso substancial no tratamento de lodo gerado em grandes sistemas de tratamento de esgoto, enquanto que o gerenciamento e tratamento de lodo de sistemas descentralizados têm recebido pouca atenção, sendo negligenciado pelos geradores do problema (STRAUSS; MONTANGERO, 2002; JORDÃO; ALÉM SOBRINHO, 2009).

O que se verifica é a ausência de orientações e de alternativas técnicas e gerenciais seguras, seja pela iniciativa privada ou pelo setor público, sobre a gestão do lodo proveniente de tanques sépticos. Em algumas regiões o lodo é lançado em ETE que aceitam este tipo de resíduo, no entanto, a maior parte do lodo de tanque séptico é disposto sem critério no solo, em rios e até mesmo como fertilizante na agricultura, colocando em risco a saúde da população e a qualidade ambiental (ANDREOLI et al., 2007).

Para que o lodo possa ser disposto no meio ambiente de forma adequada, o mesmo precisa passar por processos de estabilização da fração biodegradável da matéria orgânica, processos de remoção da umidade (desaguamento) e com isso redução de volume e um processo de higienização com vistas à redução de sua patogenicidade. No Quadro 2 são apresentados os principais métodos adotados para estabilização, desaguamento e higienização do lodo.

Processo	Método	
Estabilização	Digestão anaeróbia/aeróbia Tratamento químico (alcalinização) Compostagem Secagem térmica (peletização)	
Desaguamento	Adensamento ou espessamento	Gravidade Flotação por ar dissolvido Centrífuga
	Desaguamento ou desidratação	Leitos de secagem Lagoas de lodo Centrífugas Filtros a vácuo Filtros prensa Prensas desaguadoras
Higienização	Compostagem Digestão aeróbia autotérmica Caleação ou estabilização alcalina Pasteurização Secagem térmica Incineração Oxidação úmida	

Quadro 2: Principais métodos para estabilização, desaguamento e higienização de lodo.
Fonte: Adaptado de Andreoli, Von Sperling e Fernandes, 2001.

Verifica-se que existem várias alternativas tecnicamente aceitáveis para o tratamento do lodo gerado em sistemas centralizados. No entanto, até recentemente, pouca atenção tinha sido dada para o tratamento e disposição final de lodo de sistemas simplificados. O que acontece muitas vezes é que o próprio morador, como responsável pelo sistema, na tentativa de redução de custos, realiza a limpeza do tanque séptico, lançando de forma indevida o lodo em corpos d'água, terrenos abandonados e lixões (PEREIRA et al., 2009). Em outras situações esta limpeza fica condicionada aos serviços das empresas de “limpa-fossas”, quando existentes, a qual coleta todo o efluente existente dentro do tanque séptico, e não apenas o lodo, dificultando ainda mais seu tratamento.

Em função das características bastante heterogêneas do lodo de tanque séptico, faz-se necessário um tratamento específico e compatível com as peculiaridades das substâncias e materiais a serem removidos e ou estabilizados. A Agência de Proteção Ambiental Americana – EPA (1999) destaca que o tratamento do lodo de tanque séptico pode ser feito de três formas: aplicação direta no solo, tratamento combinado com esgoto doméstico em ETE e tratamento isolado ou independente.

Embora este tipo de lodo seja considerado, por vezes, como estabilizado (LUDUVICE, 2001) o mesmo apresenta elevada umidade e baixo teor de sólidos secos – 3 a 6% (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001) o que pode ser um fator limitante para o seu tratamento como resíduo sólido, devendo, desta forma, passar por um processo de remoção da umidade.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994) e Kopp e Dichtl (2000), a água no lodo pode ser classificada em quatro categorias distintas, de acordo com a forma de união com a partícula sólida:

- *Água livre*: não está unida à partícula sólida e pode ser facilmente removida por gravidade. Representa a maior quantidade no lodo;
- *Água superficial*: está adsorvida na superfície das partículas sólidas. Pode ser removida por força mecânica ou pelo uso de floculante;
- *Água intersticial*: está unida fisicamente às partículas sólidas por forças capilares. Distingue-se da água superficial pela necessidade de força maior para sua separação;
- *Água intracelular*: é a água de constituição da partícula. É parte da fase sólida e só pode ser removida por meio de forças térmicas que provoquem mudança no estado de agregação da água, podendo ser por congelamento ou evaporação.

Os mecanismos para remoção da água retida no lodo baseiam-se na separação preliminar entre as frações sólidas e líquidas do mesmo. Na Figura 2 são apresentados os processos existentes para tratamento de lodo, aplicados comumente em escala descentralizada e os destinos dados aos subprodutos (fração sólida e líquida) (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998; US. EPA, 1999). Cada processo, de certa forma é responsável por mudanças físicas e biológicas no lodo, as quais irão interferir na sua disposição final.

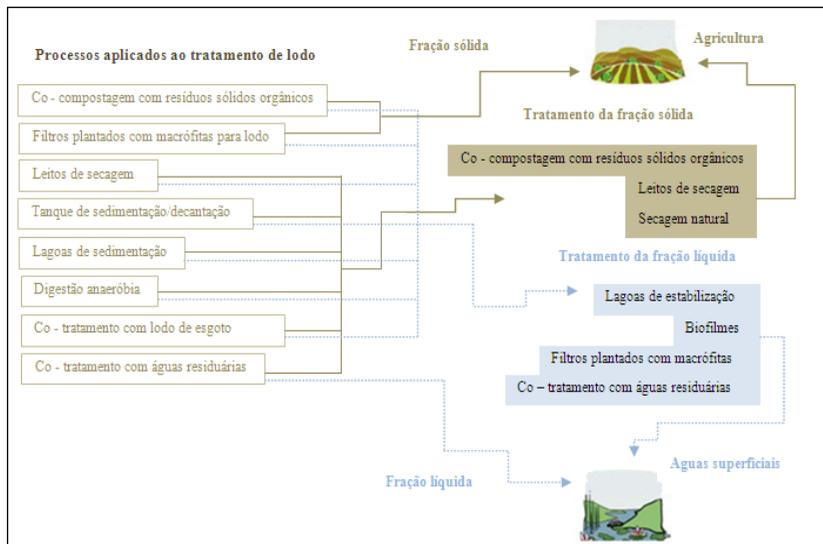


Figura 2: Visão geral dos tratamentos aplicados para lodo.

Fonte: Adaptado de Strauss e Montangero, 2002.

Para Heiness, Larmie e Strauss (1998) o tratamento do lodo de tanque séptico pode ser feito de duas maneiras: sistemas com separação da parte sólida da líquida e sistemas com tratamento do lodo bruto. No primeiro caso, para tratamento da parte líquida, os autores propõem utilizar as lagoas de estabilização ou sistemas de co-tratamento com águas residuárias, enquanto que a parte sólida pode ser tratada em leitos de secagem e desaguamento, filtros plantados com macrófitas ou com co-compostagem. Para aqueles sistemas que não consideram esta separação, o lodo pode ser tratado direto em leitos de secagem, filtros plantados, lagoas, digestão anaeróbia, co-compostagem com resíduos sólidos ou co-tratamento com águas residuárias.

No Brasil, os processos mais utilizados para tratamento de lodo de tanque séptico são a digestão anaeróbia e o tratamento integrado com esgotos domésticos em estações de tratamento centralizadas, despejados por “caminhões limpa-fossa”. Rocha e Sant’Anna (2005) citam, no entanto, que muitas vezes não há um controle e monitoramento das descargas de lodo nas ETE, o que pode comprometer a eficiência do tratamento. Hamersley et al. (2001) reforçam que tratar lodo com esgoto doméstico em ETE, requer diluição suficiente para prevenir distúrbios no sistema em função da elevada carga de sólidos do lodo.

Para Belli Filho et al. (2002), o processo de digestão anaeróbia de lodo de tanque séptico associado com resíduos sólidos orgânicos urbanos apresenta-se como uma alternativa para o tratamento do lodo. Os autores verificaram, após cinco meses de operação que o tratamento conjugado reduz 65% da DQO e 80% dos sólidos totais, além de diminuir o tempo de estabilização da matéria orgânica e produzir biogás.

Tachini, Belli Filho e Pinheiro (2006) apontam como alternativa o tratamento integrado de lodo de tanque séptico com esgoto doméstico. Segundo os autores, este sistema mostra-se uma alternativa viável para o tratamento do lodo, embora ressaltem ser necessária uma unidade de equalização para a recepção deste lodo, além de uma caixa retentora de gordura, a qual interfere negativamente no processo.

No âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, Edital 05, Tema 6: *Lodo de fossa séptica* foram desenvolvidos diversos trabalhos visando caracterizar e propor tecnologias para o tratamento, gerenciamento e destino final de lodos oriundos de tanque séptico. As alternativas estudadas foram: pré-tratamento, leitos de secagem, lagoas de estabilização, *landfarming* e compostagem. Em todos os sistemas de tratamento avaliados, os autores verificaram a dificuldade de tratar lodos despejados por “caminhões limpa-fossa” devido à grande variação orgânica e elevada concentração nas variáveis estudadas, além dos elevados teores de areia e gordura.

Existem ainda outras tecnologias para o tratamento de lodo de tanque séptico, porém pouco utilizadas. Andrade Neto (1997) apresenta um sistema em que um leito de secagem é acoplado no tanque séptico. Este tipo de sistema foi construído por Cynamon e Dauer (1986¹ citado em ANDRADE NETO, 1997) como uma forma de reduzir o custo para remoção do lodo. O leito de secagem fica coberto, com fundo em cota inferior para permitir a entrada do lodo. Neste sistema o lodo seco deve ser removido entre seis e 12 meses, o que implica em manutenções periódicas.

No Quadro 3 são apresentados alguns sistemas implantados para tratamento de lodo e as eficiências encontradas.

¹ CYNAMON, S. E; DAUER, C. da F. Sistema não convencional de esgotos sanitários a custos reduzidos, Brotas, CE, exemplo de uma experiência bem sucedida- Parte II. CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBINETAL, 21. *Anais...* Rio de Janeiro, set. 1987. Vol. 2 Tomo II, p. 276-281.

Autor	Tratamento empregado	Eficiência média do tratamento			Caracterização final do lodo
		DQO	ST	SS	% Sólidos
Lupatini et al., 2009	Lagoas de estabilização	88%	66%	92%	-
Lupatini et al., 2009	Leitos de secagem coberto	93%	-	-	38%
Fernández et al., 2000	Lagoas de estabilização	90% ¹	82%	-	-
Noumsi et al., 2006	Filtros plantados com <i>Cyperus papyrus</i> L.	99%	93%	99%	25%
	Filtros plantados com <i>Echinochloa pyramidalis</i>	98%	90%	99%	29%
Koottatep, Polprasert e Oanh, 1999b	Filtros plantados com <i>Typha</i>	95%	81%	-	38 - 52%
Paing e Voisin, 2005	Filtros plantados com <i>Phragmites australis</i>	98,5%	-	99%	20 - 38%

Obs.: ¹ valores referentes a DBO

Quadro 3: Eficiência de diversos sistemas aplicados para tratamento de lodo de tanque séptico.

Pesquisadores vêm desenvolvendo trabalhos visando além de melhorar a eficiência do tratamento do lodo, diminuir os custos envolvidos. Neste sentido destaca-se a utilização dos filtros plantados com macrófitas para desaguamento/desidratação e mineralização do lodo de tanque séptico. Na sequência são descritos os filtros plantados com macrófitas como uma alternativa de processos naturais para o tratamento do lodo.

3.3 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS PARA TRATAMENTO DE LODO

Os filtros plantados com macrófitas para tratamento de lodo surgiram a mais de 30 anos, em que começaram a se desenvolver estudos com estes sistemas objetivando melhorar a eficiência dos leitos de secagem. O primeiro trabalho desenvolvido, por volta de 1960, avaliou a utilização dos filtros para tratamento de lodo de um instituto de pesquisa nuclear na Alemanha. Este sistema se difundiu naquele país por volta de 1970-80, enquanto em 1985 no Reino Unido, o primeiro

filtro plantado com macrófita construído, foi projetado para tratar lodo químico de uma fábrica têxtil, (COOPER; WILLOUGHBY; COOPER, 2004).

Atualmente, estes sistemas são utilizados com sucesso em diversas partes do mundo – Dinamarca (NIELSEN, 2003; 2005; NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007), Estados Unidos (COOPER; WILLOUGHBY; COOPER, 2004), Polônia (HARDEJ; OZIMEK, 2002), Espanha (UGGETTI et al., 2009a), China (YUBO et al., 2008), Tailândia (KOOTTATEP et al., 2004), Palestina (NASSAR; SMITH; AFIFI, 2006), Bélgica (DE MAESENNER, 1997), em Camarões (KENGNE et al., 2008) e no Reino Unido (EDWARDS et al., 2001). Na literatura internacional existem diversos trabalhos desenvolvidos pelo Instituto Asiático de Tecnologia – AIT e pelo Instituto Federal Suíço de Ciências Ambientais e Tecnologia – EAWAG por meio do Departamento de Água e Saneamento nos Países em Desenvolvimento – SANDEC. Neste departamento os estudos são focados para o tratamento de lodo de tanque séptico, destacando-se entre eles o uso dos filtros plantados.

Os filtros plantados com macrófitas têm sido utilizados para desaguamento (percolação e evaporação) e mineralização do lodo (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007; UGGETTI et al., 2009b). Estes sistemas constituem-se numa alternativa tecnológica onde são combinados os princípios de um leito de secagem e de um *wetland* natural. Nestes sistemas o lodo é aplicado na superfície do filtro, passa por um processo de separação da fase sólida e líquida por gravidade, e gera um subproduto desidratado ou seco e um produto líquido, denominado de líquido percolado (METCALF & EDDY, 2004).

Nos filtros plantados, o desaguamento do lodo ocorre em função do tratamento ser realizado em batelada (também chamado de ciclos). No primeiro momento é realizada a alimentação dos filtros com lodo, e no período subsequente o filtro passa por um processo de repouso, para possibilitar o desaguamento do lodo. O período de repouso pode variar de alguns dias a semanas, conforme a capacidade de tratamento do filtro, as condições climáticas, idade do sistema, bem como o conteúdo de matéria orgânica do lodo (NIELSEN, 2003). No ciclo seguinte, o filtro é alimentado novamente, sendo o lodo lançado sobre o lodo que ficou acumulado no leito.

Koottatep, Polprasert e Oanh (1999a, b) consideram importante que após a alimentação dos filtros com lodo, a saída dos sistemas permaneça fechada, para permitir o tratamento do líquido percolado

gerado. A saída dos sistemas é aberta após um período pré-estabelecido, que pode variar de dois a doze dias.

Durante o período de repouso ocorre o desaguamento do lodo, em que a retirada de água é realizada por gravidade, o que ocasiona um aumento no teor de sólidos acumulado no leito. A partir deste momento, o processo de percolação é reduzido, sendo o restante desta água perdida por evaporação natural e pela transpiração das plantas (evapotranspiração) (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007). A perda de água do lodo, seja realizada pela evaporação ou pela percolação proporciona rachaduras nas camadas de lodo acumulado no leito, permitindo assim, maiores perdas de água, bem como, melhor percolação da água do lodo (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998). Segundo Uggetti et al. (2009b) o movimento das plantas, ocasionado pela ação dos ventos reduzem a superfície das rachaduras, diminuindo o número de grandes fendas, para médias e pequenas fendas.

Imhoff e Imhoff (1986) ressaltam que essas rachaduras podem oferecer um indicativo do nível de estabilização do lodo que foi submetido ao desaguamento:

- *Lodo seco com fendas escassas e finas*: lodo bem digerido e com baixo teor de água, pois perdeu o excesso de água e sua estrutura foi pouco modificada, substituindo a água intersticial por ar;
- *Fendas numerosas, de largura mediana*: lodo digerido com elevado teor de água;
- *Fendas em pequenas quantidades e de grande largura*: lodo mal digerido, pegajoso, requer longo período para secagem por evaporação.

As rachaduras do lodo acumulado no leito, as raízes das macrófitas e a difusão de oxigênio – que ocorre por meio do sistema de ventilação natural permitem condições para o desenvolvimento de microrganismos aeróbios para a decomposição do lodo. Aliado a este processo ocorre a mineralização dos sólidos orgânicos presentes no lodo, o que por consequência, reduz o volume do lodo acumulado no leito (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007). Uggetti et al. (2009b) ressaltam que esta camada de lodo sobre os filtros aumenta até uma certa taxa e quando atinge a altura máxima do filtro, a alimentação é cessada visando melhorar a secagem final do lodo e sua mineralização completa, que pode variar de um a dois meses, ou até um ano. O produto final pode então ser retirado do filtro. Este produto, seco e estabilizado, pode ser aplicado no solo diretamente ou após uma compostagem. Destaca-se,

no entanto, que no Brasil essa prática deve ser realizada de acordo com os critérios e procedimentos da Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2006).

Enquanto a fração sólida do lodo vai se acumulando sobre o leito e sendo gradativamente mineralizada, a fração líquida percola sobre o leito filtrante, sendo degradada pela biomassa aí aderida.

Para Strauss e Montangero (2002), a vantagem destes sistemas em relação aos processos convencionais de secagem de lodo é que as raízes e rizomas das macrófitas criam uma estrutura porosa, o que permite manter a capacidade de desidratação do filtro durante vários anos. Além disso, Koottatep et al. (2004) relatam que os filtros plantados possibilitam um maior acúmulo de lodo ao longo do tempo e a evapotranspiração realizada pelas plantas resulta em um melhor desaguamento do mesmo. Outra vantagem destes sistemas é que o processo de redução do lodo ocorre sem a utilização de produtos químicos. Nielsen e Willoughby (2007) citam, no entanto, que são necessários longos períodos para desidratação do lodo.

De um modo geral os filtros plantados com macrófitas proporcionam uma redução no volume do lodo adicionado ao sistema e uma redução no teor de matéria orgânica. São sistemas que apresentam baixo custo de implantação, não requerem custo para remoção de lodo, pois o mesmo pode ficar no filtro por anos. Além disso, constitui-se em um sistema simples do ponto de vista operacional, de baixo consumo energético e pode-se aproveitar o subproduto como complemento para o solo. Como limitações destes sistemas destacam-se a necessidade de uma área maior em relação aos leitos de secagem, longo período para adaptação do filtro e necessidade de maiores estudos quanto aos aspectos sanitários (KIM; SMITH, 1997). Na Figura 3 tem-se uma representação dos filtros plantados com macrófitas para o tratamento do lodo.

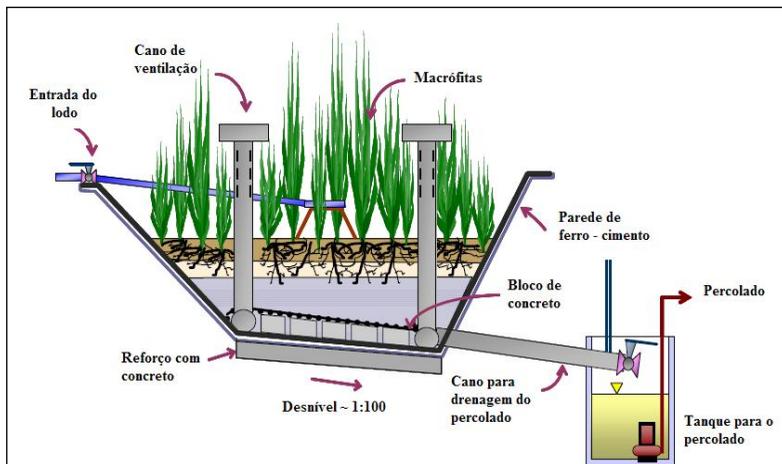


Figura 3: Representação de um filtro plantado com macrófitas para tratamento do lodo.

Fonte: Koottatep et al., 2004.

Embora a literatura aponte que estes sistemas são eficientes é preciso que os mesmos sejam projetados, operados e monitorados apropriadamente para apresentarem um bom desempenho no desaguamento e mineralização do lodo (NIELSEN, 2005). Montangero e Strauss (2002) acrescentam que se os filtros plantados com macrófitas forem dimensionados e operados adequadamente, o subproduto sólido pode ser utilizado como condicionador do solo, ou fertilizante para a agricultura, sem causar danos ao meio ambiente.

3.3.1 Parâmetros de projeto

Até o presente momento não se tem critérios de dimensionamento padronizado para os filtros plantados com macrófitas para tratamento de lodo. Os filtros atualmente implantados são dimensionados de acordo com a taxa de aplicação superficial (TAS), definida como a concentração de sólidos totais aplicado no sistema por unidade de área e tempo. Por meio desta taxa é possível determinar a área do filtro (UGGETTI et al., 2009b). Para Koottatep et al. (1999a) o dimensionamento destes filtros pode ser de acordo com o volume de lodo que se almeja tratar. O volume é calculado em função da população que será atendida e a contribuição média de lodo por habitante, em um ano. Na literatura essa contribuição varia de 0,3 – 1,0 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (GONÇALVES; VON SPERLING, 2001). Alguns autores, no entanto, preferem adotar 300 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (KLINGEL, 2001).

No Quadro 4 são apresentadas as TAS de lodo adotadas por diversos autores, bem como a frequência de aplicação. A TAS que Cooper et al. (1996) sugerem é para filtros que irão tratar o excesso de lodo produzido em ETE. Nielsen (2003; 2005) sugere uma TAS máxima de 50 – 60 kgST.m².ano⁻¹ para sistemas que tratam lodo ativado e lodo digerido anaerobicamente. Enquanto que Kim e Smith (1997) sugerem uma taxa de 16 – 106 kgST.m².ano⁻¹. Para Koottatep et al., (1999a) e Koné e Strauss (2004), a TAS sugerida é para tratamento de lodo de tanque séptico em regiões tropicais.

O tempo de detenção é adotado principalmente visando evitar o estresse hídrico das plantas e por consequência melhorar a característica final do efluente (KOOTTATEP et al., 1999a).

Autores	TAS ¹ (kgST.m ² .ano ⁻¹)	Frequência de aplicação (dias.semana ⁻¹)	Tempo de detenção (dias)
Koottatep et al., 1999a	125 - 250	1 - 2	2 - 6
Koné e Strauss, 2004	≤ 250	1	-
Noumsi et al., 2006	≤ 200	1 - 2	-
Kim e Smith, 1997	16 - 106	-	-
Nielsen, 2003 e 2005	50 - 60	-	-
Cooper et al., 1996	80	1	-

¹ TAS: Taxa de aplicação superficial

Quadro 4: Taxa de aplicação superficial adotada por diversos autores.

3.3.2 Componentes dos filtros plantados para tratamento de lodo

Os filtros plantados para tratamento de lodo apresentam uma constituição diferente daqueles dimensionados para tratamento de esgoto em vários aspectos. Estes filtros são constituídos por quatro componentes: material filtrante, sistema de drenagem do líquido percolado, sistema de ventilação e as macrófitas. Os itens são descritos a seguir.

Material filtrante: o material filtrante é o suporte para o crescimento das bactérias, as quais são responsáveis pelos processos de depuração da matéria orgânica, na transformação das frações nitrogenadas, na adsorção de fósforo do lodo e do líquido percolado. Além disto, o material filtrante é responsável pela manutenção das condições hidráulicas do filtro (COOPER et al., 1996).

Na construção dos filtros é recomendado utilizar uma profundidade de 80 cm, sendo 70 cm de cascalho no fundo e 10 cm de areia na parte superior do sistema. No entanto, devido a profundidade

das raízes das macrófitas, que variam de 50 a 60 cm, a camada filtrante tem sido construída com 65 cm de profundidade. Cooper, Willoughby e Cooper (2004) recomendam utilizar várias camadas de cascalho e areia. No Quadro 5 são apresentadas as especificações de cada camada de material filtrante de acordo com diferentes autores.

Autores	Camadas de material filtrante			
	1ª camada	2ª camada	3ª camada	Última camada
Koottatep et al., 1999a	10 cm (areia fina)	15 cm (cascalho peq.)		40 cm (cascalho grande)
Yubo et al., 2008	10 cm (areia grossa)	10 cm (areia fina)	20 cm (cascalho peq.)	20 cm (cascalho grande)
Nielsen, 2003	15 cm (areia)		30 - 40 cm (seixo grande)	

Quadro 5: Material filtrante empregado nos filtros para tratamento de lodo.

Nestes filtros é deixada uma borda livre, acima do meio filtrante, em torno de 0,5 m a um metro, para permitir o acúmulo do lodo ao longo do tempo. A escolha da altura da borda livre é em função do tempo previsto para acumular o lodo, antes de sua retirada.

Sistema de drenagem do percolado: este sistema é instalado no fundo do filtro, utilizando-se canos perfurados, sendo que o diâmetro varia em função da dimensão do sistema, podendo ser de 200 a 100 mm (KOOTTATEP et al., 1999a; NASSAR; SMITH; AFIFI, 2006).

Sistema de ventilação: além da entrada de oxigênio no leito filtrante, que ocorre durante a alimentação via convecção, difusão e pela transferência das macrófitas (PLATZER, 1999; COOPER, 2005) é instalado um sistema de ventilação natural para evitar condições de anaerobiose nas zonas das raízes, e por consequência, danos ao tratamento do lodo. O sistema de ventilação fica conectado com o sistema de drenagem do filtro, devendo ter pelo menos um metro acima da altura das macrófitas (HEINSS; KOOTTATEP, 1998; KOOTTATEP et al., 1999a). Segundo Nielsen e Willoughby (2007), este sistema contribui para a decomposição da matéria orgânica presente no lodo.

Macrófitas: estas são utilizadas no tratamento de efluentes com o objetivo de reduzir concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no meio.

Nos filtros plantados, as macrófitas proporcionam as seguintes contribuições: (a) Promoção de boas condições para o processo físico de filtração; (b) Promoção de área disponível para aderência de

microrganismos nas raízes; (c) Retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas; (d) A ação do vento sob as plantas permite que seus caules criem espaços tubulares, os quais permitem a manutenção da drenagem do efluente sobre o leito; (e) Realiza transferência de oxigênio para o meio filtrante por meio de suas raízes (HAMMER, 1989; GOPAL; MITSH, 1995; PETERSON; TEAL, 1996; BRIX, 1997; DE MAESENEER, 1997; BIAŁOWIEC et al., 2007).

Guntenspergen, Stearns e Kadlec (1989) citam que macrófitas com elevadas taxas de crescimento podem armazenar temporariamente nutrientes, no entanto, em longo prazo, esta remoção pode ser limitada. Os autores relatam também que, macrófitas que cresceram em solos orgânicos incorporaram uma pequena porcentagem de nutrientes em sua biomassa, enquanto que aquelas que foram plantadas em substrato, como cascalho reduziram significativamente a concentração de nutrientes minerais do meio.

Com relação à remoção de nutrientes, Odum (2008) ressalta que as plantas podem absorver as três formas de nitrogênio: amônio, nitrito e nitrato, embora o nitrato se mostre como o caminho mais dispendioso em termos de energia.

Em sistemas para tratamento de lodo, além destas contribuições, as macrófitas possibilitam um aumento na evapotranspiração do lodo residual e influenciam no processo de secagem e mineralização do lodo (HEINSS; KOOTTATEP, 1998; NIELSEN, 2003). De Maeseneer (1997) ressalta que a escolha das macrófitas deve ser feita em função dos seguintes critérios: rápido crescimento sobre condições de estresse, elevada capacidade de transpiração, sistema radicular profundo, fácil plantio, tolerância a diferentes níveis de água, inclusive períodos com baixo teor de água, tolerância a baixo e alto pH e a salinidade.

Nos filtros plantados para tratamento de lodo utilizam-se as macrófitas do tipo emergentes, as quais se caracterizam por ficarem enraizadas em seu ambiente e suas folhas fora d'água (ESTEVES, 1998). Dentre as macrófitas empregadas destacam-se as pertencentes ao gênero *Phragmites australis*, *Typha* spp. e *Juncus* spp. Para estes sistemas a literatura recomenda o plantio de 8 a 15 mudas por m² (KOOTTATEP et al., 1999a).

3.4 CONVERSÃO DA MATÉRIA CARBONÁCEA E NITROGENADA

Os processos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea e nitrogenada em esgotos são aqueles que utilizam os microrganismos como principais agentes transformadores. Estes microrganismos, principalmente as bactérias, se beneficiam dos compostos presentes no esgoto para obterem suas fontes de carbono, nutrientes e energia. Desta forma, eles garantem o seu metabolismo e reprodução por meio de reações de oxidação dos substratos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes, bem como pela utilização do carbono orgânico e do dióxido de carbono (VON SPERLING, 1996).

Nos efluentes de origem doméstica, a matéria orgânica é a principal fonte de carbono para os microrganismos, sendo constituída basicamente por proteínas, carboidratos, gordura e óleos e em menor quantidade por uréia, surfactantes entre outros. A matéria orgânica pode ser encontrada nas formas solúvel e rapidamente biodegradável, ou particulada e lentamente biodegradável, bem como nas formas não biodegradáveis: solúvel e/ou particulada (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

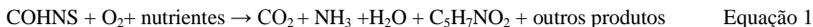
O processo de conversão da matéria orgânica presente nos efluentes pode ocorrer de dois modos: na presença de oxigênio – realizado pela atuação de organismos aeróbios (degradação aeróbia) e na ausência deste – realizado por organismos anaeróbios (degradação anaeróbia). Nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical predominam os processos de degradação aeróbia.

3.4.1 Conversão da matéria carbonácea em condições aeróbias

O processo de conversão da matéria orgânica é realizado por meio da respiração aeróbia, na qual atuam microrganismos heterotróficos e facultativos. Estes microrganismos necessitam do oxigênio para oxidarem a matéria orgânica dos esgotos e obterem energia para a síntese de novas células e para o seu metabolismo.

Nesta conversão, parte da matéria orgânica é assimilada para formação de novas células, as quais, mais tarde, podem ser oxidadas pela respiração endógena (METCALF & EDDY, 2004).

As reações de oxidação e síntese e respiração endógena são apresentadas na Equação 1 e Equação 2, respectivamente.

Oxidação e síntese:*Respiração endógena:*

No processo de conversão da matéria orgânica, os microrganismos necessitam também de fontes de nutrientes essenciais, principalmente o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Desta forma, é essencial que estes nutrientes estejam em equilíbrio para o desenvolvimento de uma população ativa na remoção dos poluentes. A proporção ideal para que as bactérias heterotróficas removam a Demanda Biológica de Oxigênio – DBO afluente é na ordem de 100:5:1 de DBO:N:P (GRAY, 1989).

3.4.2 Conversão da matéria nitrogenada

O nitrogênio constitui-se em um dos nutrientes essenciais para o metabolismo dos microrganismos. No esgoto doméstico ele chega basicamente nas seguintes formas: uréia (resultante da metabolização das proteínas e excretada na urina) e na forma de proteína não assimilada (excretada nas fezes).

Conforme o processo bioquímico que está ocorrendo nos sistemas, o nitrogênio pode ser encontrado em diferentes estados de oxidação: nitrogênio molecular (N_2), escapando para a atmosfera, nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia livre (NH_3) e ionizada (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 1996).

As principais transformações dos compostos nitrogenados no esgoto incluem: amonificação, nitrificação e desnitrificação.

O processo de amonificação é o primeiro a ocorrer, constituindo-se na degradação dos compostos orgânicos nitrogenados, como proteínas, amidos, açúcares e ácidos nucleicos em amônia, na forma mineralizada (NH_4^+), por meio da atuação de microrganismos heterotróficos. A taxa de amonificação é dependente da temperatura, pH, relação C/N, além dos nutrientes disponíveis no sistema (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Nos sistemas aeróbios de tratamento de esgoto a nitrificação é o principal processo de transformação dos compostos nitrogenados. Isso

se dá pelo fato de as bactérias autotróficas aeróbias, responsáveis por estas transformações, utilizarem o nitrogênio como fonte de energia. Essas bactérias, ao contrário das bactérias heterotróficas, são incapazes de utilizar o carbono da matéria orgânica. Elas utilizam o dióxido de carbono ou os carbonatos como fonte de carbono para síntese celular, os compostos inorgânicos como fonte de energia para o seu metabolismo e o oxigênio como receptor final de elétrons (GRAY, 1989).

A nitrificação ocorre em duas etapas consecutivas, em que cada uma envolve diferentes espécies de microrganismos. A primeira etapa é a oxidação biológica da amônia a nitrito, denominada de nitrificação, conforme apresentado na Equação 3:



Esta etapa é mediada pelas bactérias pertencentes ao grupo *Nitrossomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, entre outros.

A etapa seguinte é a oxidação do nitrito a nitrato, expresso pela Equação 4:



As bactérias atuantes nesta etapa pertencem ao grupo *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus*, entre outros.

O processo de nitrificação, no entanto, é influenciado por diversos fatores, dentre os quais se destacam: elevada carga orgânica aplicada, baixas concentrações de oxigênio dissolvido, valores extremos de pH, baixo tempo de detenção hidráulica, baixas temperaturas, e deficiência de alguns nutrientes essenciais ao desenvolvimento dos microrganismos (METCALF & EDDY, 2004).

A concentração de matéria orgânica no sistema é um dos principais componentes que afeta o processo de nitrificação. Isso acontece, pelo fato das bactérias heterotróficas possuírem uma taxa de crescimento maior que as bactérias autotróficas. Com uma concentração elevada de matéria carbonácea no sistema, as bactérias heterotróficas tendem a se reproduzir rapidamente, consumindo grandes concentrações do oxigênio livre. Como decorrência, tem-se o decaimento das bactérias autotróficas e conseqüentemente declínio do processo de nitrificação (GRAY, 1989). Metcalf & Eddy (2004) ressaltam que para o processo de nitrificação não ser interrompido, a relação DBO/NTK deve ser próxima de 5.

Von Sperling (1996) ressalta que na primeira etapa da nitrificação tem-se a liberação de ácidos (íons de hidrogênio) no meio, o que pode gerar um decréscimo no pH se a alcalinidade for insuficiente para proporcionar o tamponamento do sistema. Esse processo pode ocasionar reduções na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes.

Para Cooper et al. (1996), o pH considerado ótimo para as bactérias nitrificantes encontra-se entre 7,5 e 8,6. EPA (2003) reporta que valores de pH menores do que 6,0 podem interromper o processo de nitrificação. Para Metcalf & Eddy (2004), as taxas de nitrificação decrescem em pH 6,8, enquanto que em valores próximos a 5,8 e 6,0, as taxas podem ser 10 a 20 % daquela em pH 7,0.

Gray (1989) citando Wild et al. (1971²), destaca que, para acontecer o processo de nitrificação, o pH deve estar entre 7,2 e 9,0, sendo o valor ótimo entre 8,0 e 8,4, e o valor mínimo em 5,0. O autor reforça que as bactérias nitrificantes podem aclimatar-se em sistemas com pH levemente ácido, porém necessitando de um tempo maior para adaptação. Além disso, Gray (1989) acrescenta que o decréscimo do pH pode influenciar as taxas de remoção de matéria orgânica, fazendo com que ocorram ciclos no sistema com altas taxas de nitrificação e baixas taxas de remoção da matéria orgânica e vice-versa.

O oxigênio dissolvido é outro fator limitante no processo de nitrificação. De acordo com EPA (2003), para cada 1 grama de amônia oxidada são consumidos 3,8 gramas de oxigênio – O₂. Para Von Sperling (1996) a concentração crítica de oxigênio é de 0,2 mg.L⁻¹, recomendando manter níveis de concentração de oxigênio em torno de 2,0 mg.L⁻¹. No manual *Nitrogen Control* (1993), no entanto, consta que concentrações inferiores a 0,5 mg.L⁻¹ podem ser limitantes ao processo de nitrificação. A concentração ideal de oxigênio em cada sistema pode variar de acordo com o estágio do transporte de massa, com a resistência à difusão e com o tempo de detenção hidráulica.

Por meio dos cálculos estequiométricos das reações que ocorrem na nitrificação tem-se que para cada 1g de amônia oxidada a nitrato, são consumidos 4,25 g de O₂, 7,07 g de alcalinidade, 0,16 g de novas células são formadas e 0,08 g de carbono inorgânico são removidos (METCALF & EDDY, 2004).

A equação global da oxidação da amônia, obtida pelas somas das Equação 3 e Equação 4 é expressa na Equação 5:

² WILD, H. E.; SAWYER, C. N.; MCMAHAN, T. C. Factors affecting nitrification kinetics. Journal of the Water Pollution Control Federation, 43, 1845 – 54. 1971.



Equação 5

Além destes fatores, outros componentes podem interferir nas taxas de nitrificação, como compostos tóxicos presentes no meio (solventes orgânicos, compostos fenólicos, álcoois, cianetos, éteres, carbamatos e benzeno) (METCALF & EDDY, 2004), certos metais, bem como as formas de nitrogênio em amônia livre (NH_3) e ácido nitroso não ionizado (HNO_2) (VON SPELING, 1996).

4.METODOLOGIA

4.1 LOCAL DA PESQUISA

O desenvolvimento desta pesquisa envolveu atividades de campo, a partir da operação e monitoramento de um sistema de tratamento de lodo de tanque séptico, e análises de laboratório. As atividades de campo foram realizadas em uma área da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – Epagri, dentro do Centro de Treinamento – CETRE, no bairro Itacorubi, Florianópolis/SC (Figura 4).



Figura 4: Centro de Treinamento da Epagri, no bairro Itacorubi – Florianópolis/SC.
Fonte: Adaptado de CIASC 2009.

O campo experimental foi instalado na área do CETRE onde se encontra o atual sistema de tratamento de esgoto, conforme pode ser visualizado na Figura 5. O sistema de tratamento de esgoto é constituído por um tanque séptico o qual foi concebido a partir de adaptações realizadas sobre uma cisterna circular com capacidade de $22,6 \text{ m}^3$ (com 4 m de diâmetro e 1,8 m de altura útil) e um filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal utilizado como pós-tratamento. Este sistema recebe efluentes da cozinha e dos banheiros do CETRE. Cabe ressaltar que o sistema recebia despejos líquidos provenientes do processamento de oficinas de fabricação de queijos, salames e conservas (SEZERINO; PHILIPPI, 1998). Destaca-se ainda que este tanque

séptico está cerca de dez anos acumulando lodo, sendo que não foi efetuada nenhuma retirada deste material neste período.

As análises de laboratório foram realizadas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA e no laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD.



Figura 5: Vista da área antes da instalação da pesquisa. Destaque para os sistemas de tratamento de esgotos existentes no CETRE.

4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Para o tratamento do lodo do tanque séptico foi proposto os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical. O sistema experimental foi construído entre os meses de outubro de 2008 e fevereiro de 2009.

Com vistas a estudar o desempenho dos filtros plantados no desaguamento do lodo sob diferentes taxas de sólidos totais (250 e 125 $\text{kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), foram implantados dois filtros pilotos em tanques de fibra de vidro, com $4,3 \text{ m}^2$ de área, sendo 2,60 m de comprimento e 1,65 m de largura, com 0,75 m de meio filtrante e 0,55 m de borda livre para acúmulo do lodo. Os filtros foram construídos com 1% de declividade em direção a saída do sistema.

Optou-se por este tipo de construção, ao invés de unidades escavadas no solo, para facilitar o controle do experimento.

No Quadro 6 são apresentados os parâmetros de projeto adotados. Os sistemas se diferenciaram pela taxa de aplicação superficial. Destaca-se que o processo de tratamento dos filtros plantados no Brasil ainda é pouco explorado, desta forma optou-se por utilizar as mesmas taxas adotadas para tratamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados sob clima tropical.

Parâmetro	Filtro 1	Filtro 2
Área superficial (m ²)	4,3	4,3
TAS ¹ (kgST.m ⁻² .ano ⁻¹)	250	125
Concentração de Sólidos Totais (kg.m ⁻³)	22	22
Ciclo de alimentação (aplicação por semana)	1	1

¹TAS: Taxa de aplicação superficial

Quadro 6: Parâmetros adotados para a construção dos filtros.

O sistema era constituído pelos seguintes componentes: tanque séptico, tanque de armazenamento de lodo (TA, com 5.000 L), dois filtros – Filtro 1 (250 kgST.m⁻².ano⁻¹) e Filtro 2 (125 kgST.m⁻².ano⁻¹), duas caixas de recebimento do líquido percolado, um tanque de mistura e o filtro plantado de fluxo horizontal do CETRE. Na Figura 6 é apresentada uma representação esquemática do sistema.

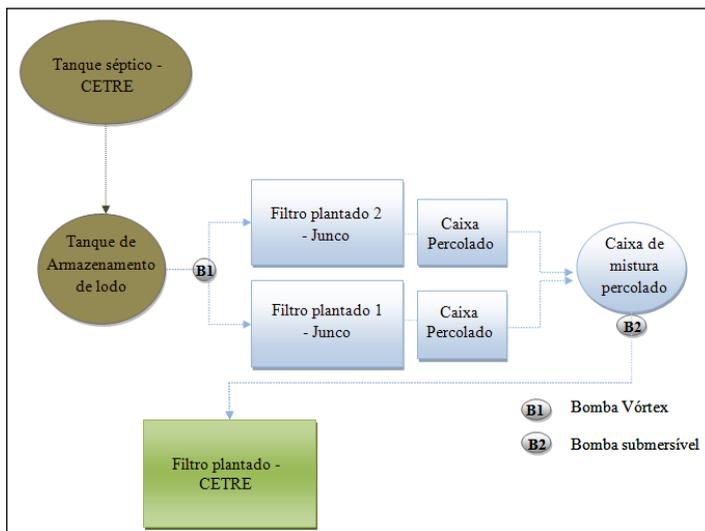


Figura 6: Representação esquemática do sistema para avaliação das taxas.

4.2.1 Componentes do sistema

Em cada filtro foi instalado um sistema de coleta do efluente, em tubo de esgoto em PVC de diâmetro nominal – DN 100, com furos de dois cm de diâmetro, espaçados três cm entre si e disposto junto ao fundo dos filtros (Figura 7). Neste sistema foi interligado o sistema de ventilação, feito em tubos de esgoto em PVC DN 75, com 1,3 m de altura acima do leito, sendo uma coluna de ventilação por m² de filtro, totalizando sete colunas em cada filtro (Figura 8). Nestas colunas foram feitos furos de dois cm de diâmetro de forma aleatória, para permitir a entrada de ar no leito filtrante. Em cada coluna foi instalado um terminal de ventilação (Figura 9) para tampar a parte superior das colunas e permitir também a entrada de ar por esse orifício.



Figura 7: Sistema de coleta do efluente



Figura 8: Sistema de ventilação



Figura 9: Terminal de ventilação.

Cada filtro foi preenchido com 0,75m de meio filtrante. A primeira camada logo acima das tubulações de coleta foi preenchida com 0,45 m de brita n.º 2, conforme NBR 11799/90 (ABNT - NBR 11799, 1990). Na sequência foram preenchidos 0,20 m dos filtros com brita n.º ¾ (ABNT - NBR 11799, 1990) e, por fim, acima desta camada, foi colocado 0,10 m de areia grossa (ABNT - NBR 11799, 1990). Antes do preenchimento dos filtros todo o material filtrante foi lavado para remoção do material pulverulento. Na Figura 10 é apresentada uma representação esquemática da composição das camadas filtrantes dos filtros plantados.

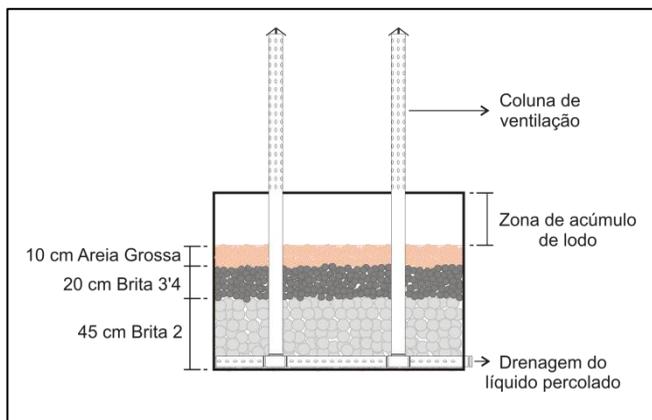


Figura 10: Representação esquemática do filtro plantado.

Para a escolha do material filtrante adequado, foram realizados ensaios de granulometria (curva granulométrica) no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil – ECV da UFSC. Na Tabela 1 são apresentadas as características de cada material filtrante, obtidas por meio do ensaio.

Tabela 1: Características dos materiais empregados nos filtros.

Característica	Brita n.º 2	Brita n.º 3/4	Areia Média Grossa
Diâmetro efetivo (d_{10}) ³	21,0 mm	10,1 mm	0,23 mm
Diâmetro a 60% (d_{60})	21,8mm	10,7 mm	0,92 mm
Coefficiente de uniformidade (Cu) ⁴	1,04	1,06	4,00

Os valores obtidos pela relação entre d_{10} e d_{60} (Cu) demonstram o grau de uniformidade do material filtrante, sendo que quanto menor for esta relação, mais uniforme será o material. A granulometria é considerada uniforme quando o coeficiente for inferior a cinco unidades (CAPUTO, 1996).

Para alimentação dos sistemas foi instalada uma tubulação em PVC DN 60 (Figura 11) 0,20 m acima do meio filtrante para permitir um espaço livre para o acúmulo de lodo. Em cada tubo foram feitos furos de um cm de diâmetro e espaçados entre si por três cm. Cada tubo de alimentação atendia um m^2 de área.

³ Diâmetro efetivo – d_{10} : é o diâmetro correspondente a 10% em peso total, de todas as partículas menores que ele.

⁴ Coeficiente de uniformidade – Cu : é a razão entre os diâmetros correspondentes a 60% e 10%, obtidos na curva granulométrica (CAPUTO, 1996).



Figura 11: Tubulação de alimentação do sistema com destaque para as divisórias dos filtros.

Em cada filtro foi instalado um sistema para saída do líquido percolado, por meio de tubulações conectadas em caixas de alvenaria de 500 L (Figura 12). Essas caixas foram instaladas com o objetivo de armazenar o líquido percolado para caracterizá-lo quantitativa e qualitativamente. Nestas caixas foram instalados extravasores os quais eram conectados em uma caixa de 1000 L (Figura 13). O líquido percolado armazenado na caixa de 1000 L era bombeado com auxílio de uma bomba submersível (Schneider[®], BCS 2000) para o filtro plantado existente no CETRE.



Figura 12: Caixas para armazenamento do líquido percolado.



Figura 13: Sistema para extravasar o líquido percolado

Cada filtro foi plantado com macrófitas da espécie *Zizaniopsis bonariensis*, conhecidas como Junco brasileiro (SEZERINO; PHILIPPI, 1998), retiradas do filtro plantado existente no CETRE (Figura 14). As folhas foram cortadas em 45 cm na diagonal (Figura 15) e somente parte da matéria orgânica aderida às raízes foi removida (Figura 16). O objetivo de cortar as folhas na diagonal é de evitar o acúmulo de água na região do corte. O restante da matéria orgânica foi deixado para facilitar a adaptação das mesmas no novo ambiente, conforme observado por Sezerino (2006) e Olijnyk (2008).

Para fazer uma distribuição uniforme das mudas no filtro, o mesmo foi dividido em partes iguais (Figura 17), sendo as mudas plantadas diretamente no material filtrante, em uma profundidade média de 10 cm (Figura 18) na densidade de 15 plantas por m^2 conforme descrito por Kootatpet et al. (1999a) resultando em 65 mudas por filtro (Figura 19).



Figura 14: Retirada do *Z. bonariensis* do filtro do CETRE.



Figura 15: *Z. bonariensis* com as folhas cortadas.



Figura 16: Remoção da matéria orgânica das raízes



Figura 17: Divisão do filtro para plantio das macrófitas.



Figura 18: Plantio das macrófitas



Figura 19: Filtro com as macrófitas plantadas

Com a finalidade de evitar a interferência da chuva no tratamento e mineralização do lodo nos filtros, os sistemas foram cobertos, como pode ser visualizado na Figura 20.



Figura 20: Vista da cobertura dos filtros plantados.

4.3 OPERAÇÃO DOS SISTEMAS

A operação do sistema teve início em março de 2009, sendo realizada em três fases. A Fase I consistiu na alimentação diária dos sistemas com esgoto, a Fase II foi a alimentação dos filtros uma vez por semana com lodo, com aumento gradativo de volume, e a Fase III consistiu na alimentação semanal (uma vez por semana) com lodo com a taxa nominal estipulada. No Quadro 7 estão apresentados os detalhes de cada fase.

Fase	Duração (dias)	Início	Observações
Fase I	75	04 de março de 2009	Alimentação diária com esgoto para formação de biomassa e adaptação das plantas. Taxa hidráulica: 50mm.d ⁻¹ .
Fase II	30	18 de maio de 2009	Alimentação uma vez por semana com lodo com aumento gradativamente do volume de lodo.
Fase III	126	22 de junho de 2009	Alimentação uma vez por semana com lodo, constituindo-se em um ciclo de alimentação.

Quadro 7: Detalhamento das fases de operação dos sistemas.

No período considerado como partida do sistema (Fase I), os filtros foram alimentados diariamente com esgoto doméstico pré-tratado no tanque séptico do CETRE. Os filtros foram alimentados com uma taxa hidráulica de 50 mm.dia⁻¹.

Após este período os filtros foram alimentados com lodo, uma vez por semana, com aumento gradativo do volume de aplicação. Nesta fase o lodo era retirado do tanque séptico e armazenado no TA para uma melhor mistura e homogeneização, após este procedimento, o lodo era utilizado na alimentação dos dois filtros. A Fase II foi adotada com intenção de evitar a morte das plantas, devido a maior concentração de sólidos encontrada no lodo que aquela verificada no esgoto doméstico. Nesta fase os filtros eram alimentados e a saída do efluente permanecia aberta. No Quadro 8 são apresentados os volumes de lodo adotados em cada semana.

Filtro	Taxa de aplicação superficial (kgST.m ² .ano ⁻¹)	Volume de lodo aplicado em cada semana (L)			
		1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana
Filtro 1	250	237	473	711	944
Filtro 2	125	237	473	473	473

Quadro 8: Volume de lodo aplicado semanalmente na Fase II.

Passado esta fase os sistemas entraram em operação conforme a Fase III, em que cada filtro foi alimentado com a taxa nominal estipulada inicialmente. Nesta fase, o procedimento operacional foi semelhante à Fase II, no entanto todos os filtros possuíam um tempo de detenção hidráulica de seis dias, constituindo em um ciclo de operação (período para desaguamento do lodo). Passados os seis dias, a saída dos filtros era aberta para a coleta do líquido percolado.

Devido a grande variação na concentração dos sólidos encontrados no lodo os filtros foram alimentados com uma taxa hidráulica de 944 L por aplicação e 473 L por aplicação, respectivamente para o F1 e F2. Ressalta-se que nesta etapa, os filtros foram alimentados uma vez por semana para possibilitar o processo de percolação, evaporação e desaguamento do lodo, e, por consequência, não sobrecarregar os filtros, conforme observado por Kootattep et al. (1999a).

4.4 MONITORAMENTO ANALÍTICO

O monitoramento dos sistemas teve os seguintes enfoques principais: verificação do desempenho dos filtros quanto à qualidade do efluente (líquido percolado), avaliação inicial do processo de mineralização do lodo acumulado sobre os filtros, comportamento do leito em relação a taxa de sólidos aplicada e adaptação das macrófitas ao leito.

A coleta dos dados foi realizada de acordo com cada fase. Na Fase I e Fase II os filtros eram alimentados e, na sequência, o líquido percolado era coletado da caixa de armazenamento. Na Fase III os filtros eram alimentados e depois de seis dias, a saída dos filtros era aberta para coleta do líquido percolado. Para coleta das amostras foram utilizadas garrafas plásticas, devidamente identificadas para cada filtro, e na sequência armazenadas em sacola térmica e encaminhadas até o laboratório do LIMA para posterior análise.

4.4.1 Lodo e Líquido Percolado

Para verificação do desempenho dos filtros foram avaliadas semanalmente as características físico-químicas do lodo, o qual era utilizado para alimentação dos sistemas, e do líquido percolado de cada filtro. As análises físico-químicas do lodo e do líquido percolado foram executadas de acordo com as orientações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) e Silva (1977). No Quadro 9 são apresentados os parâmetros e os métodos adotados. Para alguns parâmetros a metodologia adotada para o lodo foi diferente daquela do líquido percolado, desta forma são apresentadas as duas metodologias.

Parâmetros	Método
Potencial Hidrogeniônico – pH	Potenciométrico - Standard Methods 2320 B (APHA, 1998).
Alcalinidade (mg.L ⁻¹) (lodo)	Titulométrico de líquido sobrenadante (SILVA, 1977).
Alcalinidade (mg.L ⁻¹) (líquido percolado)	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N -Standard Methods 2320B (APHA, 1998).
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico - Digestão em refluxo fechado - Standard Methods 5220 D (APHA, 1998). Kit HACH®. Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias (mg.L ⁻¹)	Respirométrico - Standard Methods 5210 D. Aparelho HACH®
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	Macro Kjeldahl - Standard Methods 4500-N _{org} B (APHA, 1998).
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Nitrogênio Nitrito (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico - Standard Methods 4500-N-NO ₂ -(APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Nitrogênio Nitrato (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico com brucina - Standard Methods (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹) (lodo)	Gravimétrico -secagem a 105°C (SILVA, 1977).
% de Sólidos, Matéria Volátil e Cinzas (lodo)	(SILVA, 1977).
Sólidos Totais Fixos e Voláteis (mg.L ⁻¹) (lodo)	Método gravimétrico - calcinado a 550°C (SILVA, 1977).
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹) (lodo)	Método gravimétrico - secagem a 105°C – Standard Methods 2540 D (APHA, 1998) Adaptado
Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis (mg.L ⁻¹) (lodo)	Método gravimétrico - calcinado a 550°C - Standard Methods 2540 E (APHA, 1998).
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹) (líquido percolado)	Método gravimétrico - secagem a 105°C – Standard Methods 2540 B (APHA, 1998)
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹) (líquido percolado)	Método gravimétrico - secagem a 105°C – Standard Methods 2540 D (APHA, 1998)
Sólidos Totais Fixos e Voláteis (mg.L ⁻¹) (líquido percolado)	Método gravimétrico - calcinado a 550°C - Standard Methods 2540 E (APHA, 1998).

Quadro 9: Parâmetros avaliados no lodo e no líquido percolado.

4.4.2 Lodo Acumulado

O lodo acumulado nos filtros começou a ser analisado quando a quantidade era suficiente para coleta das amostras. As amostras eram coletadas ao final de cada ciclo de alimentação. Para coletar as amostras, foi utilizado um amostrador em PVC de DN 60 (Figura 21). Cada amostra era armazenada em potes plásticos, acondicionada em sacola térmica e encaminhada até o laboratório do LIMA para posterior análise.



Figura 21: Amostrador para coleta de lodo

Os procedimentos adotados para coleta e análise do material foram realizados de acordo com orientações propostas por Kiehl (1985), com modificações. Os parâmetros analisados e os respectivos métodos são apresentados no Quadro 10.

Parâmetros	Método (adaptado de Kiehl, 1985)
Umidade 105°C	Método gravimétrico – 24 h secando a 105°C
Sólidos Totais	Método gravimétrico – 24 h secando a 105°C
Sólidos Totais Fixos e Voláteis	Método gravimétrico – 1 h calcinando a 550°C

Quadro 10: Parâmetros avaliados nos lodo acumulado nos filtros plantados com macrófitas.

Também foi monitorada a altura do lodo acumulado em cada filtro.

4.4.3 Macrófitas

Para verificação do desempenho das macrófitas no tratamento do lodo foram avaliados os seguintes parâmetros: altura, densidade das plantas (contagem), concentração de nutrientes (nitrogênio), biomassa seca da parte aérea e taxa de crescimento. Para determinação destes parâmetros foram feitas três amostragens aleatórias de 0,0225 m² (15 x

15 cm) em cada filtro, uma no início, uma no meio e uma no final de cada filtro, conforme descrito por Pompêo (2009).

Nos meses de Maio e Junho foram monitorados semanalmente aspectos como alteração da cor, murchamento, morte, ataque de inseto e danos em função do vento. A partir de Julho, as avaliações foram realizadas mensalmente.

4.4.3.1 Taxa de crescimento e densidade

A avaliação da taxa de crescimento das macrófitas foi realizada por meio da amostragem aleatória (15 x 15 cm), sendo que as macrófitas compreendidas nestes quadrantes foram demarcadas para que se pudesse medir semanalmente a altura de cada uma. A medição da altura era feita com o auxílio de uma fita métrica, considerando a folha principal. Também era avaliada mensalmente, em cada filtro, a densidade das macrófitas.

Para contagem destas macrófitas foi adotado como critério que cada planta corresponde a um indivíduo, conforme observado por Ferreira (2005), embora cada planta represente na realidade um clone vegetativo, ou seja, propagações geneticamente idênticas unidas pelos seus rizomas.

A taxa de crescimento foi obtida segundo a Equação 6, descrita por Esteves (1998):

$$TA = \left(\frac{C_2 - C_1}{T_2 - T_1} \right) \quad \text{Equação 6}$$

Em que:

TA = taxa de crescimento (cm.dia⁻¹)

C₁ e C₂ = comprimento médio das folhas nos tempos 1 e 2 (cm)

T₁ e T₂ = intervalos entre as coletas (dia)

4.4.3.2 Biomassa

Para análise da biomassa foram feitas duas coletas de cada filtro. A primeira coleta foi realizada antes da aplicação de lodo, como análise preliminar. A segunda coleta foi feita durante a Fase III. Após a remoção das macrófitas, todo o material particulado orgânico e/ou inorgânico aderido nas folhas era lavado para evitar possível interferência nos resultados, conforme observado por Esteves (2006). Estas macrófitas foram acondicionadas em sacos de papel e encaminhadas

ao laboratório para posterior análise. No laboratório, as macrófitas foram secas em estufa de circulação de ar à temperatura de 60°C por aproximadamente 72h (POMPÊO, 2009), para quantificação da biomassa em peso seco, calculada por unidade de área ($\text{g} \cdot (\text{m}^2)^{-1}$). Depois disso, as mesmas foram moídas e separadas em alíquotas iguais para determinação de matéria orgânica e nitrogênio. Para obtenção dos teores de matéria orgânica livre de cinzas, as amostras foram calcinadas em mufla a 600°C por quatro horas (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; POMPÊO, 2009).

4.4.3.3 Determinação de Nitrogênio

Para determinação do nitrogênio foram utilizadas as alíquotas separadas após secagem e trituração das macrófitas. Após este processo, as amostras passaram por um processo de digestão ácida e em seguida foram separadas em duas alíquotas para posterior análise. Foram utilizados os procedimentos descritos por Tedesco et al. (1995).

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para análise dos dados foram realizadas análises descritivas de todos os parâmetros apresentados nos Quadro 9 (média, mediana e desvio padrão) com o auxílio do programa Microsoft Excel.

Para verificação de diferença entre as duas taxas aplicadas nos filtros (F1 – $250 \text{ kgST} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e F2 – $\text{kgST} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$), aplicou-se o teste *T*, para comparação de grupos independentes, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) (SOKAL; ROLF, 1995). Nesta etapa foi avaliada a normalidade dos dados, com auxílio do programa *Statistics @ 7.0*, sendo que aqueles que não apresentaram uma distribuição normal foram normalizados.

5.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados analíticos serão apresentados em etapas, compreendendo as fases de operação dos sistemas. Na primeira etapa serão apresentados os resultados referentes à Fase I, em que os filtros eram alimentados com esgoto. Na sequência serão descritos os resultados obtidos na Fase II, em que os filtros começaram a receber lodo. Em um terceiro momento serão abordados os resultados obtidos na Fase III, foco principal deste trabalho. Nesta etapa será feita uma avaliação comparativa entre os filtros. Nos itens subsequentes serão apresentados os resultados da avaliação do lodo acumulado no leito de cada filtro e a avaliação das macrófitas.

5.1 FASE I

5.1.1 Remoção da matéria carbonácea nos filtros

Os resultados obtidos referentes à concentração de matéria orgânica, representada indiretamente pela DQOt, nos três pontos amostrados, estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Concentrações de DQOt na Fase I.

Pontos amostrados	DQO total (mg.L ⁻¹)			
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Esgoto afluente	93	24	246	90
Saída F1	20	7	35	10
Saída F2	15	7	27	7

De acordo com os dados apresentados na Tabela 2 observa-se que tanto o esgoto doméstico como os efluentes aos filtros apresentaram elevada variação durante esta fase. Por outro lado, verifica-se que os dois filtros mantiveram um comportamento muito semelhante, o que era esperado nesta fase, pois os filtros eram idênticos e foram operados da mesma forma.

Na Figura 22 é apresentado um gráfico *box plot*, referentes as concentrações de DQOt do esgoto e das saídas dos F1 e F2.

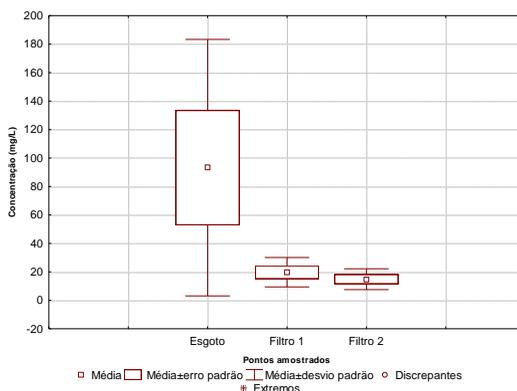


Figura 22: Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt do esgoto e das saídas dos F1 e F2.

Conforme os dados graficamente ilustrados na Figura 22, verifica-se que o esgoto pré-tratado no tanque séptico, apresentou uma variação elevada (CV: 1.802), o que pode ter sido decorrente da entrada de água de chuva no tanque séptico durante o monitoramento, proporcionando uma diluição do efluente. Ressalta-se, no entanto, que mesmo recebendo estas grandes variações de carga de DQOt, os filtros apresentaram um boa capacidade de estabilização do efluente.

Considerando-se os valores obtidos, verifica-se uma remoção de DQOt de 64% no F1 e 75% no F2, gerando um efluente final com concentrações médias de 20 e 15 mg.L^{-1} , respectivamente. Estes resultados fornecem um indicativo do bom desempenho do sistema nesta fase.

Com relação à concentração de sólidos, o comportamento do esgoto e dos filtros pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3: Concentrações da série de sólidos na Fase I.

Pontos amostrados	Dados (mg.L ⁻¹)	Parâmetros				
		ST	SS	SD	STV	STF
Esgoto pré – tratado	Média	279,0	28,8	250,2	71,8	252,0
	Mínimo	100,0	5,0	82,0	6,0	92,0
	Máximo	452,0	88,0	440,0	144,0	446,0
	DP	140,8	33,7	133,0	67,6	145,9
Saída F1	Média	428,6	47,4	381,2	104,2	324,4
	Mínimo	130,2	28,0	285,0	72,0	240,0
	Máximo	327,0	85,0	607,0	142,0	582,0
	DP	130,3	22,2	129,8	26,7	145,5
Saída F2	Média	442,2	42,6	399,6	125,0	317,2
	Mínimo	158,4	18,0	296,0	105,0	188,0
	Máximo	322,0	30,1	664,0	157,0	614,0
	DP	158,4	30,1	150,3	21,0	171,0

Obs.:ST: Sólidos totais, SS: Sólidos Suspensos, SD: Sólidos Dissolvidos, STV: Sólidos Totais Voláteis, STF: Sólidos Totais Fixos

Como apontado na Tabela 3, ambos os filtros apresentaram uma maior concentração em relação à concentração de entrada. Esse aumento pode estar relacionado ao carreamento das partículas sólidas constituintes do material filtrante durante o processo de alimentação do sistema. Esse comportamento pode ser ainda observado em relação a fração dos sólidos totais fixos, que apresentaram concentrações elevadas, sendo três a quatro vezes maiores que as concentrações de sólidos totais voláteis. Durante as coletas era possível verificar visualmente partículas de areia nas amostras. Ressalta-se, no entanto, que esse tipo de material não sofre oxidação química, o que explica as concentrações menores para DQOt.

Podem ser observado comportamento semelhante para as concentrações de sólidos suspensos e dissolvidos, os quais tiveram sua concentração aumentada após passarem pelos filtros

5.1.2 Transformação da matéria nitrogenada nos filtros

A Tabela 4 apresenta a caracterização da série nitrogenada inorgânica (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^-) avaliada no esgoto pré-tratado e nas saídas dos filtros.

Tabela 4: Caracterização da matéria nitrogenada nos filtros na Fase I.

Dados (mg.L^{-1})	Esgoto pré-tratado			Saída F1			Saída F2		
	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-
Média	44,9	0,4	2,5	8,7	0,9	31,8	7,0	0,7	30,1
Mínimo	37,1	0,0	0,2	4,4	0,0	17,7	3,0	0,0	16,8
Máximo	64,5	1,4	5,1	13,0	2,2	73,2	10,3	1,6	57,5
DP	13,1	0,6	2,0	4,0	1,0	23,4	3,7	0,7	16,5

Na Figura 23 e Figura 24 é mostrado o comportamento da série nitrogenada avaliada nos filtros na Fase I.

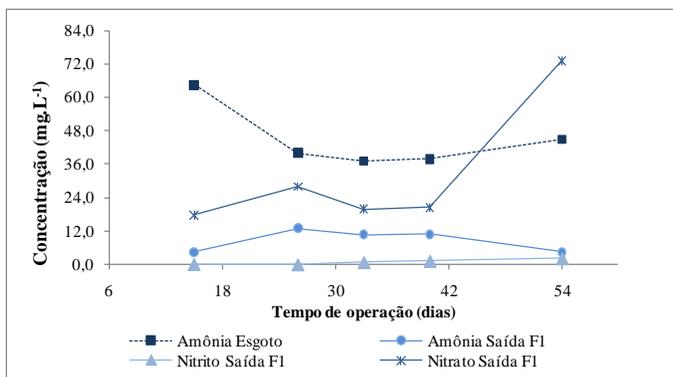


Figura 23: Comportamento da série nitrogenada no F1.

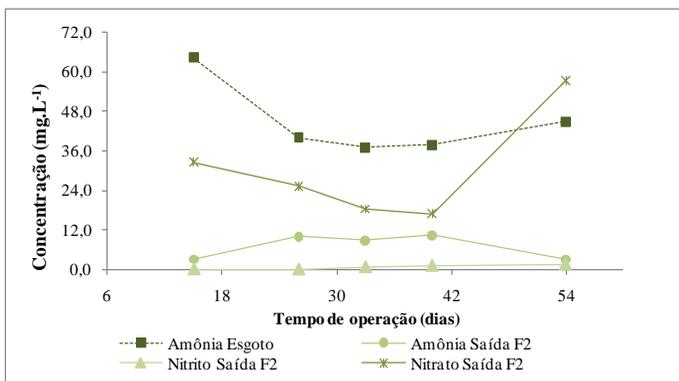


Figura 24: Comportamento da série nitrogenada no F2.

A partir dos valores médios destacados na Tabela 4, verifica-se uma redução média de amônia de 76% para o F1 e 80% para o F2, gerando efluentes com 8,7 e 7,0 mg.L⁻¹ de amônia, respectivamente. Neste processo de transformação da amônia, nota-se que a principal via de transformação deu-se por meio da nitrificação, a qual é evidenciada pelo aumento da concentração média de nitrato, passando de 2,5 mg.L⁻¹ do esgoto pré-tratado para 31,8 e 30,1 mg.L⁻¹ para os F1 e F2, respectivamente.

A liberação de nitrato no efluente é um indicativo de que as macrófitas aparentemente não apresentaram uma absorção significativa do nitrogênio. O mesmo foi observado por Valentim (2003), avaliando filtros plantados para tratamento de esgoto.

Embora esta fase tenha sido operada por somente 75 dias, verifica-se que os filtros apresentaram um comportamento semelhante aos filtros plantados de fluxo vertical para tratamento de esgoto, com um maior tempo de operação. Prochaska e Zouboulis (2009) avaliaram, durante três meses, um piloto de um filtro plantado de fluxo vertical para tratamento de esgoto doméstico e obtiveram um efluente com concentração média de nitrato de 31,9 mg.L⁻¹.

5.2 FASE II

Esta fase teve duração de um mês, e teve como principal objetivo aclimatar o sistema com a carga de lodo. Nielsen e Willoughby (2007) argumentam que esta fase é importante para adaptar as plantas à carga

de lodo e com isso evitar a necessidade de um novo replantio das macrófitas.

A seguir são descritos apenas os principais parâmetros avaliados nesta fase, indicativos do desempenho do sistema. Na Tabela 5 são apresentadas as características do lodo TA (lodo de alimentação dos sistemas) utilizado para alimentação dos filtros nesta fase.

Tabela 5: Caracterização do lodo TA na Fase II.

Dados	Lodo TA (número de amostras = 4)				
	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Pad.
pH	7,3	7,2	7,1	7,7	0,3
Alcalinidade (mgCaCO₃.L⁻¹)	492,4	482,4	465,3	539,7	35,1
DQOt (mg.L⁻¹)	39.100	24.500	2.000	90.800	46.165
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	37.552,5	40.495,5	3.478,5	65.740,5	25.649,2
Umidade (%)	96,2	96,0	93,3	99,6	2,6
Teor de sólidos (%)	3,8	4,0	0,4	6,7	2,6
Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	30.924,1	29.021,9	3.478,5	63.456,3	26.311,9
Sólidos Totais Voláteis (mg.L⁻¹)	13.169,3	13.073,0	1.625,5	24.905,5	25.649,2
Sólidos Totais Fixos (mg.L⁻¹)	24.383,3	27.422,5	1.853,0	40.835,0	16.507,3
Nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹)	82,3	80,2	66,3	102,6	15,9
Nitrogênio nitrito(mg.L⁻¹)	0,2	0,2	0,1	0,3	0,1
Nitrogênio nitrato(mg.L⁻¹)	2,1	2,0	0,1	4,4	1,8

De acordo com os dados apresentados na Tabela 5 verifica-se a grande concentração de matéria orgânica presente no lodo, bem como a heterogeneidade deste efluente.

5.2.1 Remoção da matéria carbonácea nos filtros

Na Tabela 6 são apresentados os resultados analíticos das concentrações de DQOt, ST e SS, nos seguintes pontos: lodo TA, líquido percolado do F1, e líquido percolado do F2. A partir desta fase passou-se a chamar de líquido percolado o efluente produzido nos filtros.

Tabela 6: Concentrações de DQOt, ST, SS na Fase I

Pontos amostrados	DQOt (mg.L ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	SS (mg.L ⁻¹)
	Média ± DP		
Lodo TA	39.100 ± 46.165	37.552,5 ± 25.649,2	30.924,1 ± 26.311,9
Líquido percolado F1	593 ± 178	906,5 ± 184,3	326,8 ± 155,3
Líquido percolado F2	508 ± 272	900,5 ± 22,5	354,7 ± 182,6

Pelos dados apresentados na Tabela 6 e ilustrados na Figura 25, observa-se que o lodo apresentou grandes variações durante o período avaliado, revelando a heterogeneidade do resíduo. No entanto, os filtros apresentaram uma boa capacidade de estabilização da matéria orgânica, suportando além das oscilações, a elevada carga de sólidos presentes no lodo.

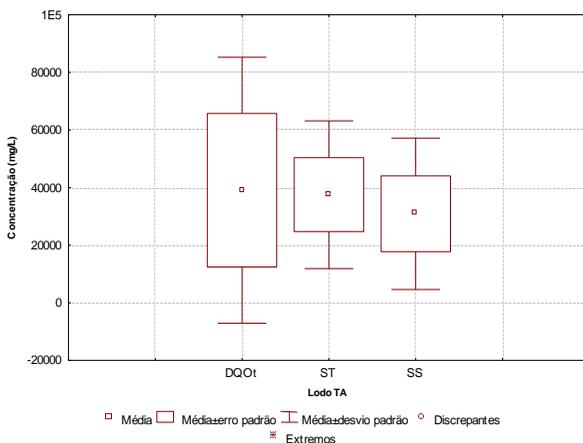


Figura 25: Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt, ST e SS avaliadas no lodo TA na Fase II.

Nesta fase, embora se tenha aumentado gradativamente o volume de lodo em cada filtro, ambos apresentaram comportamento semelhante. Os filtros apresentaram remoções significativas para DQOt, ST e SS, na ordem de 91, 92 e 96%, e 86, 91 e 95%, respectivamente para o F1 e F2.

Por outro lado, considerando os valores absolutos, verifica-se que a concentração da matéria orgânica no líquido percolado de ambos os filtros ainda apresentou-se elevada, com 906,5 mg.L⁻¹ de ST para o F1 e 900,5 mg.L⁻¹ para o F2. A caracterização do líquido percolado nesta fase mostra que os valores situam-se na faixa típica para concentração de esgoto doméstico bruto: 700 – 1.350 mg.L⁻¹ para ST, 200 – 450 para SS

e 400 – 800 mg.L⁻¹ para DQOt (VON SPERLING, 1996), o que indica que o líquido percolado ainda apresenta elevada carga orgânica.

5.2.2 Transformação da matéria nitrogenada nos filtros

A Tabela 7 apresenta as concentrações da série nitrogenada avaliada nos filtros na Fase II. Pode-se constatar que os filtros atingiram remoções de amônia na ordem de 56% e 68% respectivamente para o F2 e F1.

Tabela 7: Caracterização da matéria nitrogenada nos filtros na Fase II.

Pontos amostrados	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)
	Média ± DP		
Lodo TA	82,3 ± 15,9	0,2 ± 0,1	2,11 ± 1,78
Líquido percolado F1	36,4 ± 12,4	0,1 ± 0,0	37,8 ± 10,8
Líquido percolado F2	26,5 ± 19,0	0,2 ± 0,2	55,1 ± 30,6

Como observado na Tabela 7 o F2, que recebeu menor volume de lodo, apresentou uma remoção de amônia ligeiramente maior que o F1, produzindo um efluente com 26,5 mg.L⁻¹. Esse resultado provavelmente está associado ao processo de nitrificação, em que o F2 se mostrou mais eficiente na transformação de amônia em nitrato. A nitrificação foi responsável pela conversão de 64% da amônia no F2.

Em relação aos valores de pH (Figura 26), ressalta-se que no decorrer desta fase estes mantiveram-se estáveis para o lodo TA, com valor médio igual a 7,3 e máximo e mínimo de 7,7 e 7,1, respectivamente. Para o F1, o valor do pH médio foi 7,1, com máximo e mínimo de 7,4 e 7,0, respectivamente. E para o F2 o pH médio, máximo e mínimo foi de 7,1, 7,4 e 6,8, respectivamente.

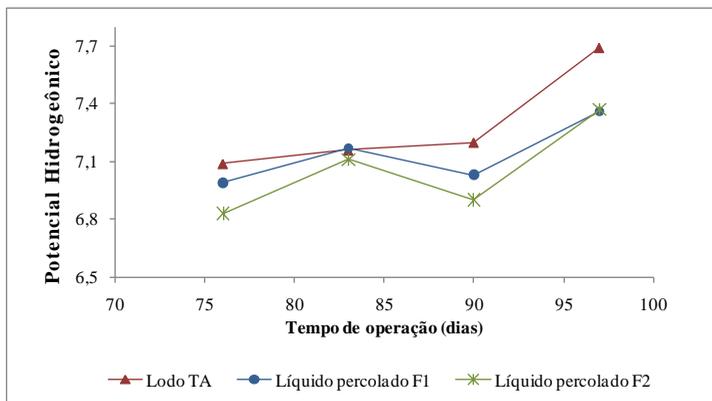


Figura 26: Série temporal dos dados de potencial hidrogênio nos pontos amostrados: lodo TA e líquido percolado do F1 e F2.

Embora os valores de pH tenham se mantido constantes nos dois filtros verificou-se um decréscimo nos valores de alcalinidade (Figura 27). Esse consumo da alcalinidade provavelmente está relacionado aos processos de nitrificação que ocorreram nos filtros.

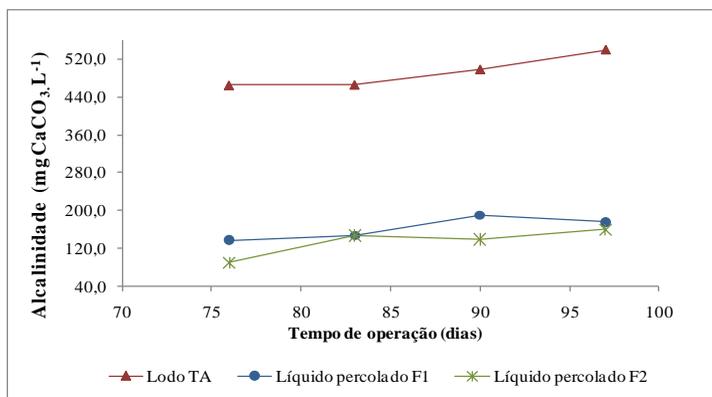


Figura 27: Série temporal das concentrações de alcalinidade total nos pontos amostrados: lodo TA e líquido percolado do F1 e F2.

Os principais fatores interferentes no processo de nitrificação são: tempo de detenção hidráulica, concentração de matéria orgânica e pH do sistema (GRAY, 1989; METCALF & EDDY, 2004). Como nesta fase os filtros eram alimentados com lodo e na sequência o líquido percolado era coletado, não houve um tempo de detenção hidráulica.

A maior remoção de amônia, verificada no F2, pode ser atribuída a menor concentração de matéria orgânica recebida pelo filtro. Gray (1989) destaca que embora a concentração de matéria orgânica e pH tenham interferência no processo de nitrificação, as bactérias podem se adaptar ao meio, requerendo, no entanto, um maior tempo de detenção hidráulica.

5.3 FASE III

5.3.1 Características do Lodo TA

A Tabela 8 apresenta as características físico-químicas do lodo TA avaliadas durante a Fase III.

Tabela 8: Caracterização do lodo TA na Fase III.

Dados	Lodo TA (número de amostras = 20)				
	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Pad.
pH	7,4	7,4	7,0	7,8	0,2
Alcalinidade (mgCaCO₃.L⁻¹)	645,2	688,2	301,6	968,7	177,2
DQOt (mg.L⁻¹)	14.666	13.850	2.000	27.875	9.122
DBO₅ (mg/L)¹	1.014	874	310	1.900	618
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	18.676,0	15.232,5	3.478,5	36.813,5	10.139,0
Umidade (%)	98,2	98,6	96,6	99,6	0,9
Teor de sólidos (%)	1,8	1,4	0,4	3,4	0,9
Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	14.645,6	11.408,1	1.690,0	34.054,4	10.233,5
Sólidos Totais Voláteis (mg.L⁻¹)	7.995,5	6.649,7	1.625,5	16.617,0	4.625,3
Sólidos Totais Fixos (mg.L⁻¹)	10.680,6	9.274,0	1.853,0	20.196,5	5.582,6
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L⁻¹)	386,0	33,2	95,2	739,2	288,9
Nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹)	37,6	39,6	12,9	66,3	14,2
Nitrogênio nitrito (mg.L⁻¹)	0,7	0,3	0,1	2,1	0,7
Nitrogênio nitrato (mg.L⁻¹)	2,5	2,5	0,8	5,5	1,4

¹ Resultado de seis análises.

Conforme os dados apresentados na Tabela 8, verifica-se uma grande heterogeneidade para todos os parâmetros avaliados, exceto para o pH, as quais condizem com a variedade apontada pela literatura.

Devido a esta variação dos dados, para alguns parâmetros, como série de sólidos e DQOt, a mediana representou melhor os dados. No entanto, para comparação com os demais trabalhos são apresentados os valores médios obtidos.

De maneira geral, destaca-se que as concentrações das frações orgânicas e inorgânicas de nitrogênio e matéria orgânica carbonácea do lodo são elevadas quando comparadas àquelas apresentadas para esgoto doméstico. Estas características, típicas de lodo, reforçam a problemática do tratamento deste subproduto e ao mesmo tempo, revelam o seu potencial para reuso na agricultura.

Como pode ser visualizado na Tabela 8, percebe-se que as concentrações de DQOt foram superiores as de DBO, tendo-se uma relação média DQOt/DBO igual a 14,5. Para Braile e Cavalcante (1979), se este valor for muito superior a 2 presume-se que haja a presença de material orgânico não biodegradável. Essa elevada relação revela que a fração prontamente biodegradável já foi estabilizada, restando apenas os materiais mais difíceis de serem degradados, os chamados materiais recalcitrantes. Isso provavelmente resultou do elevado tempo em que o lodo permaneceu no tanque séptico em estudo (mais de 10 anos).

Na Figura 28 é apresentado um gráfico *box plot* das concentrações de DQOt, ST, SS e SV do lodo TA nesta fase.

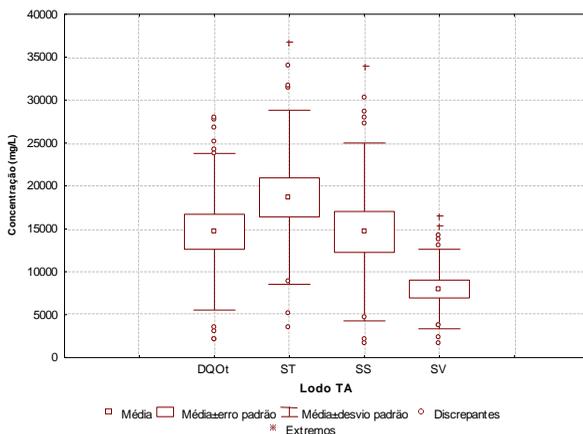


Figura 28: Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt, ST, SS e SV avaliadas no lodo TA na Fase III.

As concentrações médias, máximas e mínimas para DQOt foram: 14.666, 27.875 e 2.000 mg.L⁻¹, respectivamente. Para a concentração de

ST obteve-se valor médio na ordem de 18.676,0 mg.L⁻¹, enquanto os valores discrepantes (máximo e mínimo) foram 3.478,5 e 36.823,5 mg.L⁻¹.

Dentre os sólidos totais, verifica-se que aproximadamente 43% são referentes à parcela orgânica (fração volátil), enquanto que 57% referem-se à parcela inorgânica (fixos), demonstrando que uma grande fração dos sólidos já foi estabilizada. Este resultado provavelmente é decorrente do tempo de permanência do lodo no tanque séptico, o qual não recebe uma limpeza a mais de 10 anos, desde sua construção. Para Ratis et al. (2008), que avaliaram a caracterização do lodo proveniente de “caminhões limpa-fossa” de diversas fontes geradoras, dentre as quais a de origem familiar, a fração de sólidos voláteis foi maior que a de sólidos fixos, o que indica que o lodo apresenta biomassa ativa, devendo passar por um processo de estabilização antes de sua disposição final no meio ambiente.

A estabilidade do lodo pode ser determinada pela relação SV/ST. Para o lodo avaliado, esta relação apresentou uma média de 0,43, variando entre 0,45 e 0,47. Segundo Von Sperling e Gonçalves (2001), quanto mais estabilizado o lodo, menor o valor da relação SV/ST. O grau de estabilização, no entanto, exerce influencia sobre o período de secagem do lodo, sendo que lodos com baixo grau de estabilização tem-se dificuldade em realizar o desaguamento do mesmo (COFIE et al, 2006).

Embora o lodo apresente elevada fração de sólidos fixos, observa-se que o mesmo apresentou elevada umidade (98,2%) e, conseqüentemente, baixo teor de sólidos totais (cerca de 2%), o que demonstra a necessidade de um tratamento antes de seu lançamento final no ambiente.

Outro aspecto importante a ser destacado é que, como o lodo era coletado de dentro do tanque séptico com auxílio de uma bomba, pôde-se garantir que somente lodo era coletado, ao contrário do que acontece com coletas realizadas por “caminhões limpa-fossa”, os quais esgotam todo o sistema quando são contratados, incluindo as caixas de gordura antecedentes ao tanque séptico, quando existentes (MACHADO JR.; LAPOLLI; RÉCIO, 2008).

5.3.2 Desempenho dos filtros plantados

Neste tópico são apresentados os resultados obtidos da operação e monitoramento dos filtros plantados operados com as taxas de 250 e 125 de kgST.m⁻².ano⁻¹ (F1 e F2, respectivamente) durante 126 dias.

5.3.2.1 Remoção da matéria carbonácea nos filtros

Os resultados analíticos das concentrações de DQOt, ST e SS avaliada no lodo TA, e no líquido percolado do F1 e F2 estão indicados na Tabela 9. Juntamente com os valores médios são apresentados os desvios padrão e a eficiência de cada filtro.

Tabela 9: Resultados das concentrações de DQOt, ST e SS nos pontos: lodo TA, líquido percolado F1 e F2, na Fase III.

Pontos amostrados	TAS ¹ (kgST.m ⁻² .ano ⁻¹)	Parâmetros (mg.L ⁻¹) (Média ± DP)		
		DQOt	ST	SS
Líquido percolado F1	250	507±644 (94%)	820,8±585,0 (94%)	330,2±480,9 (96%)
Líquido percolado F2	125	85±40 (99%)	471,9±67,9 (96%)	18,2±11,2 (99,9%)
Lodo TA		14.666	18.676,0	14.645,6

¹ TAS: Taxa de aplicação superficial.

Entre parênteses é mostrada a eficiência de remoção do filtro em relação aquele parâmetro.

Na Figura 29 é apresentado um gráfico *box plot* das concentrações de DQOt do líquido percolado do F1 e F2.

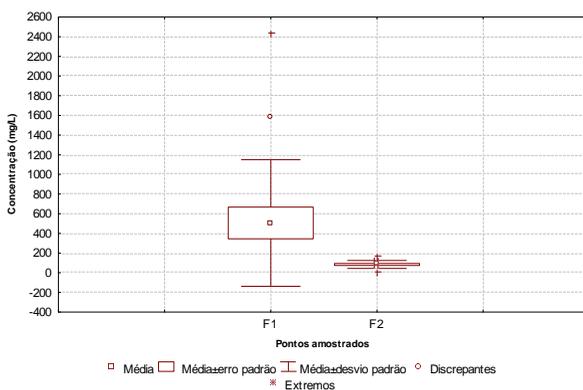


Figura 29: Gráfico *box plot* das concentrações de DQOt, avaliadas no líquido percolado F1 e F2 na Fase III.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 9, os filtros apresentaram bons resultados em termos de eficiência, com remoção de 99% (F2) e 94% (F1) de DQOt. Em relação aos valores absolutos, é

possível verificar maior diferença entre os filtros, sendo que o F2 produziu um efluente com 85 mg.L^{-1} , e um máximo e mínimo de 174 e 11 mg.L^{-1} , respectivamente. Enquanto que o F1 gerou um efluente com 507 mg.L^{-1} , com um máximo e mínimo de 2.440 e 98 mg.L^{-1} , respectivamente, sendo o valor médio cerca de seis vezes maior que o F2.

Embora o lodo TA tenha apresentado grandes variações na concentração de DQOt o F2, que recebeu a menor carga de lodo, foi o que apresentou melhor capacidade de resistência a essas oscilações (Figura 29).

Em relação à concentração de sólidos totais verifica-se novamente que o F2 foi o que apresentou um efluente com menor concentração (valor médio: $471,9 \text{ mg.L}^{-1}$, máximo: 593 mg.L^{-1} e mínimo: 356 mg.L^{-1}) com remoção média de 96%. O F2 também foi o que apresentou melhor desempenho quanto a retenção de SS (valor médio: $18,2 \text{ mg.L}^{-1}$, máximo: $39,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e mínimo: $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$), gerando um efluente com concentração de aproximadamente 18 vezes menor que o F1 (valor médio: $330,2 \text{ mg.L}^{-1}$, máximo: $1.942,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e mínimo: 32 mg.L^{-1}). Este resultado está diretamente relacionado com a taxa aplicada, revelando que a aplicação de uma taxa com menor concentração de sólidos permite uma maior eficiência do filtro.

Para Cofie et al. (2006) estas excelentes remoções revelam a capacidade do meio filtrante em separar os sólidos do líquido, presentes no lodo. Neste processo a areia desempenha um importante papel na retenção dos sólidos. Kuffour et al. (2009) avaliaram três filtros pilotos, sem planta, para tratar lodo de tanque séptico e de banheiro público, utilizando diferentes granulometrias de areia e verificaram que o filtro com areia de menor granulometria ($\geq 0,1$ e $\leq 0,5$ mm) produziu um efluente duas vezes menos concentrado que aquele com granulometria maior (≥ 1 e $\leq 1,5$ mm).

As altas eficiências encontradas neste trabalho foram semelhantes às obtidas por Paing e Voisin (2005), por Noumsi et al. (2006) e por Wang et al. (2009). Paing e Voisin (2005) relataram remoções de 99% de SS e 98,5% de DQOt, utilizando um filtro plantado para tratamento de lodo de tanque séptico. Os pesquisadores argumentam que este bom desempenho é devido às degradações biológicas que ocorreram nos filtros, mas, sobretudo devido aos mecanismos de filtração, que permitiram o acúmulo de sólidos sem comprometer o processo ao longo das aplicações de lodo.

Wang et al. (2009), ao estudar um filtro plantado para tratamento de lodo de indústria alimentícia, atingiram remoções de SS na ordem de

98%, ressaltando que o principal mecanismo de remoção foi o processo de filtração. Para Noumsi et al. (2006) que avaliaram o potencial do filtro plantado em tratar lodo coletado de tanques sépticos, banheiros públicos e de latrinas, utilizando diferentes cargas aplicadas, obtiveram remoções médias de 99% de DQO_t e 92% de sólidos totais. Os referidos autores destacam que estas remoções indicam que mais de 85% dos sólidos e matéria orgânica ficaram retidos no sistema.

Koottatep, Polprasert e Oanh (1999b), que também estudaram os filtros plantados para tratamento de lodo de tanque séptico, atingiram uma remoção média de 81% de sólidos totais. Os autores igualmente estudaram as TAS de 250 e 125 kgST.m⁻².ano⁻¹, e obtiveram efluentes com concentração final de sólidos totais de 3.075,0 mg.L⁻¹ e 3.050,0 mg.L⁻¹ respectivamente. Como observado, os referidos autores obtiveram resultados inferiores ao encontrado neste trabalho, além de produzir um efluente cerca de quatro vezes mais concentrado em relação a TAS de 250 kgST.m⁻².ano⁻¹ (F1) e seis vezes maior em relação a TAS de 125 kgST.m⁻².ano⁻¹ (F2). Esse resultado pode estar associado ao tempo de detenção, pois na pesquisa realizada pelos referidos autores, os filtros eram alimentados e a saída do sistema era mantida aberta, não havendo um tempo de detenção hidráulica. Em um trabalho mais recente, Koottatep et al. (2004) avaliaram a eficiência dos filtros plantados com um período de detenção hidráulica de seis dias, e obtiveram menores concentrações efluentes, 1.890,0 mg.L⁻¹ de sólidos totais.

Paing e Voisin (2005) acrescentam ainda que os caules e sistemas radiculares das macrófitas protegeram a permeabilidade contínua do filtro. Para Cofie et al. (2006), ao avaliar durante 10 meses a capacidade de um filtro sem planta em separar a fase sólida da líquida do lodo, precisaram trocar duas vezes a areia devido a colmatação do leito. Os autores verificaram que a colmatação do filtro reduziu a taxa de infiltração e, por consequência, aumentou o período necessário para o desaguamento do lodo.

Na Figura 30 e Figura 31 são apresentadas as TAS aplicadas e removidas em cada filtro durante a Fase III (126 dias, correspondente a 16 ciclos de alimentação com lodo).

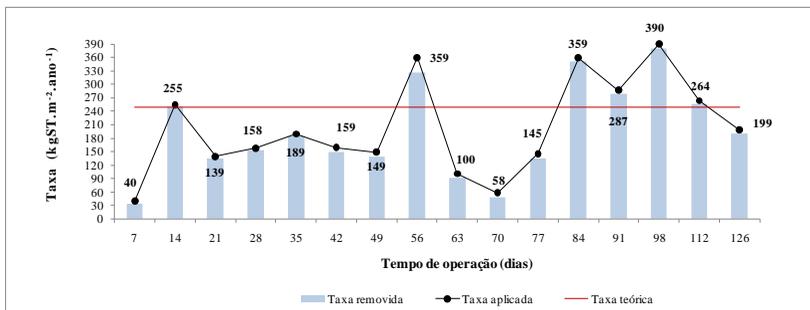


Figura 30: TAS aplicadas e removidas no F1 durante os 126 dias de operação.

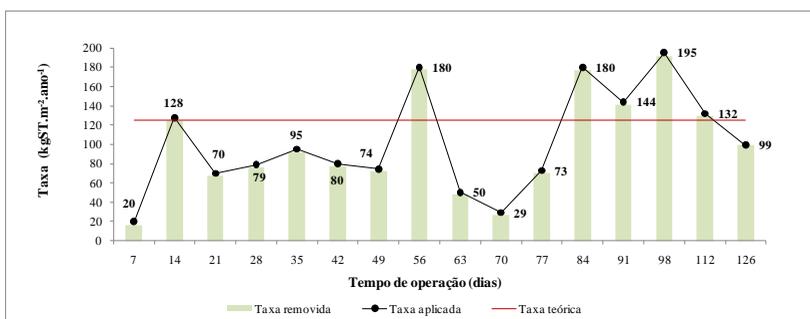


Figura 31: TAS aplicadas e removidas no F2 durante os 126 dias de operação.

Nota-se que os filtros apresentaram bom desempenho na retenção dos sólidos presentes no lodo, mesmo quando as taxas aplicadas foram bem acima da taxa teórica. Pelas Figura 30 e Figura 31 observa-se que durante a Fase III os filtros receberam três taxas acima da taxa teórica, aos 56 dias, 84 dias e 98 dias de operação. Observa-se que embora no 56º dia de operação (8º ciclo) os filtros tenham recebido uma taxa elevada, nos ciclos subsequentes a taxa foi abaixo da média, o que não comprometeu o desaguamento do lodo. No 12º ciclo (84 dias de operação) também não houve comprometimento no processo de desaguamento, pois as taxas anteriores foram abaixo da média. No entanto, no 14º ciclo (aos 98 dias de operação) como os filtros já vinham recebendo uma taxa acima da média foi necessário um período maior para o desaguamento do lodo. Nielsen (2005) relata que a sobrecarga de lodo pode dificultar o desaguamento do mesmo. Neste trabalho, devido às elevadas taxas aplicadas no 14º ciclo, foram necessários 12 dias para o desaguamento do lodo, ao invés de seis dias, como aconteceram nos ciclos anteriores. Ressalta-se que o tempo de desaguamento constitui-se no período em que os filtros permaneceram com a saída do efluente

fechada. No 14º ciclo, optou-se por deixar a saída dos sistemas aberta por mais seis dias para proporcionar melhor desaguamento do lodo e possibilitar novo ciclo de alimentação.

Kuffour et al. (2009) aplicando uma TAS de 217 – 360 kgST.m⁻².ano⁻¹ em um filtro sem planta obtiveram um período médio de desaguamento de 9 – 10 dias. Neste trabalho, o período médio foi de 6,4 dias, provavelmente influenciado pelas macrófitas que auxiliaram no desaguamento do lodo.

Verifica-se que as TAS aplicadas ficaram próximas das TAS teóricas previstas no início do projeto. No F1 a TAS média aplicada foi de 203 kgST.m⁻².ano⁻¹, um pouco abaixo da TAS prevista. Igualmente aconteceu no F2, em que a TAS média aplicada foi de 102 kgST.m⁻².ano⁻¹. As remoções médias das TAS nos filtros foram de 194 e 99 kgST.m⁻².ano⁻¹, no F1 e F2, respectivamente.

Na Tabela 10 é apresentado o volume de líquido percolado quantificado durante a Fase III.

Tabela 10: Volume de lodo aplicado e volume de líquido percolado produzido nos F1 e F2.

Filtros	Volume aplicado (L)¹	Volume de líquido percolado produzido (L)	Volume médio produzido por semana (L/aplicação)
Filtro 1	10.000	5.000	484
Filtro 2	5.000	3.000	282

¹Somente foi considerado o volume aplicado quando o volume de líquido percolado foi quantificado. Este volume não corresponde ao volume total de lodo tratado.

Observa-se na Tabela 10 que somente a metade do volume que foi tratado foi percolado. O volume médio de líquido percolado perdido durante o período de desaguamento corresponde a uma perda diária de 18,8 mm.(m²)⁻¹.dia⁻¹ no F1 e 9,4 mm.(m²)⁻¹.dia⁻¹ no F2. Panuvatvanich, Koottatep e Koné (2009), ao estudarem um filtro plantado piloto de um m² na Tailândia, verificaram que 58% da água presente no lodo saíram no líquido percolado, enquanto o volume perdido foi na ordem de 42%, equivalente a 21,6 mm.(m²)⁻¹.dia⁻¹. Essa diferença de volume pode ser devido às perdas de água pelo processo de evapotranspiração ocorrido nos filtros (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007) e/ou pelo armazenamento na camada do lodo acumulado, bem como pela adsorção no leito filtrante (PANUVATVANICH; KOOTTATEP; KONÉ, 2009).

Wenyng et al. (2008) acrescentam que os principais fatores que influenciam as taxas de evapotranspiração são a radiação solar e a temperatura. Na Figura 32 é apresentado o volume do líquido percolado

de ambos os filtros e na Figura 33 é apresentado os dados meteorológicos durante o período avaliado.

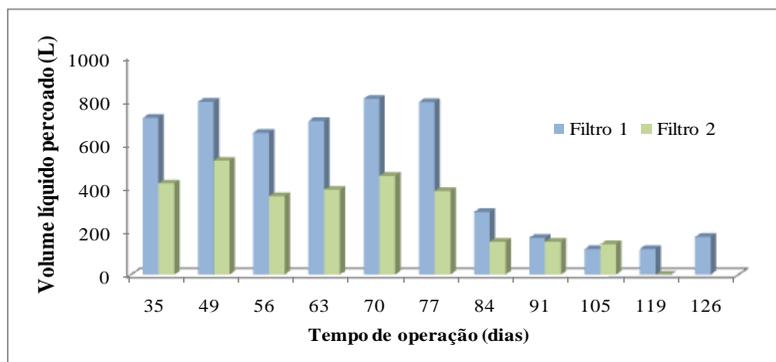


Figura 32: Volume do líquido percolado contabilizado no F1 e F2 durante a Fase III.

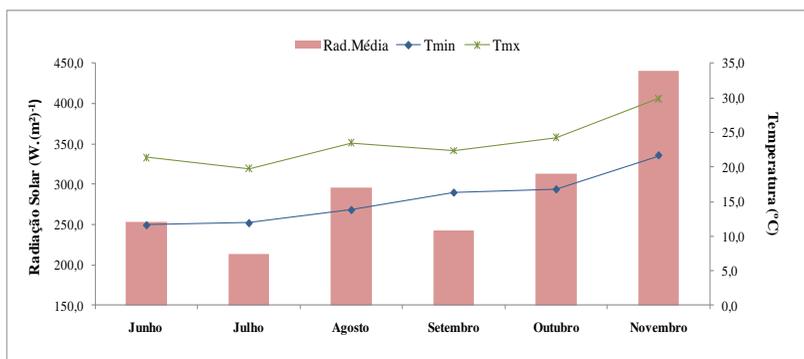


Figura 33: Média mensal dos dados meteorológicos durante a Fase III (Junho a Novembro de 2009).

Observando a Figura 32 e Figura 33 pode-se notar que no período de maior radiação solar e maior temperatura houve uma menor produção de líquido percolado, provavelmente impulsionada pelos processos de evapotranspiração. Stefanakis et al. (2009) relatam que nos meses em que a temperatura e a radiação são elevadas, tem-se, por exemplo, uma maior concentração de sólidos no lodo retido no filtro devido a maior perda de água nessa época.

Ressalta-se ainda que o F2, no 126º dia de operação, não gerou líquido percolado, provavelmente devido ao fato de o processo de evaporação da água retida no lodo ter predominado em relação ao processo de percolação. Neste período, como pode ser observado na

Figura 33 a radiação solar foi elevada, o que pode ter impulsionado as perdas de água do lodo. Nielsen e Willoughby (2007) destacam que no processo de desaguamento do lodo a maior perda de água acontece por gravidade (percolação). No entanto, com o decorrer do tempo, em função do acúmulo do lodo sobre o filtro, a percolação tende a diminuir, sendo a partir de então, a evaporação e transpiração das plantas os principais mecanismos de perda da água do lodo.

Com base nestes dados pode-se inferir que no F1 55% da água presente no lodo saíram na forma de líquido percolado, 4% ficaram armazenadas no lodo acumulado no leito e 41% foram perdidas, possivelmente devido à evapotranspiração. Para o F2, as perdas de água corresponderam a mais da metade do volume de lodo adicionado no sistema – 63%, enquanto que 35% saíram com o líquido percolado e apenas 2% ficou armazenada no lodo acumulado sobre o leito. Na Figura 34 e Figura 35 essas relações podem ser mais bem visualizadas.

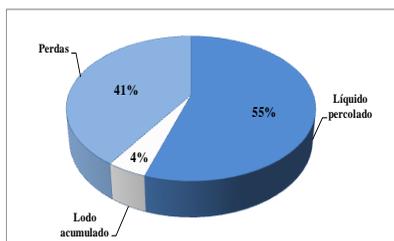


Figura 34: Balanço de água no F1.

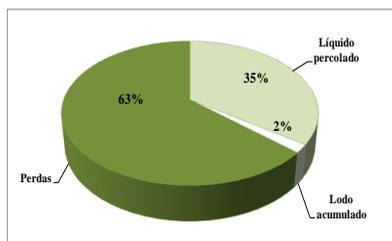


Figura 35: Balanço de água no F2.

5.3.2.2 Transformação da matéria nitrogenada nos filtros

As concentrações dos compostos inorgânicos, N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- e na forma de NTK (nitrogênio orgânico mais nitrogênio amoniacal), avaliados no lodo TA, e no líquido percolado do F1 e F2 estão indicados na Tabela 11. Junto com as concentrações médias são apresentados os desvios padrão e a eficiência de cada filtro.

Tabela 11: Caracterização da matéria nitrogenada nos filtros na Fase III.

Pontos amostrados	TAS ¹ (kgST.m ⁻² .ano ⁻¹)	Parâmetros (mg.L ⁻¹) (Média ± DP)			
		NTK ²	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Líquido percolado F1	250	39,0±33,3 (90%)	22,3±13,3 (44%)	0,4±0,7	18,5±27,0
Líquido percolado F2	125	13,9±8,0 (96%)	10,7±6,9 (68%)	0,6±0,7	59,3±30,8
Lodo TA		386,0	37,6	0,2	2,5

¹ TAS: Taxa de aplicação superficial.

² Nitrogênio Total Kjeldahl.

Entre parênteses é mostrada a eficiência de remoção do filtro em relação ao lodo TA.

Conforme apresentado na Tabela 11, verifica-se que a maior concentração de nitrogênio total⁵ presente no lodo foi na forma orgânica⁶ – 348,4 mg.L⁻¹, correspondente a 90% do NT. Considerando o nitrogênio orgânico, verifica-se que o F1 apresentou remoções na ordem de 95%, produzindo um efluente com 16,7 mg.L⁻¹ enquanto que na forma inorgânica a concentração foi de 41,2 mg.L⁻¹. O F2 apresentou 99% de remoção do nitrogênio orgânico e concentrações efluentes de 3 mg.L⁻¹ enquanto na forma inorgânica a concentração efluente foi de 70,6 mg.L⁻¹.

Com relação às concentrações de amônia, as remoções foram menores, 44% no F1 e 68% no F2, produzindo efluentes com concentração média de 22,3 mg.L⁻¹ (3,1 – 46,4 mg.L⁻¹) e 10,7 mg.L⁻¹ (1,6 – 26,4 mg.L⁻¹), respectivamente.

A menor remoção de amônia, fração inorgânica, em relação à fração orgânica é provavelmente resultado da maior concentração das partículas de nitrogênio orgânico presente no lodo, a qual é removida principalmente pelo processo de filtração. Parte do nitrogênio orgânico sedimenta no leito e fica retido no lodo acumulado, podendo mais tarde ser transformado em amônia, pelo processo de mineralização por meio da hidrólise e degradação bacteriana. A amônia, por sua vez, pode ficar adsorvida no material filtrante e depois ser oxidada a nitrato pelo processo de nitrificação. Cooper et al. (1996) ressaltam, no entanto, que somente em sistemas com alimentação intermitente, como ocorrido neste trabalho, tem-se a adsorção do nitrogênio não ionizado, embora a capacidade de troca iônica da amônia com os minerais do meio filtrante não seja considerada como uma forma de remoção permanente. Destaca-

⁵ Nitrogênio total = NTK + N-NO₂ + N-NO₃

⁶ Nitrogênio orgânico = NTK - N-NH₄⁺

se ainda que o nitrogênio amoniacal pode ser removido pela atividade microbiana, durante o processo de nitrificação, entretanto esse processo normalmente requer maior tempo de reação. Com base nestas considerações constata-se que, dos 90% de nitrogênio orgânico afluente aos filtros, apenas 5 e 0,9% saíram no F1 e F2, respectivamente.

Por outro lado, verifica-se que no F2, do percentual removido de NH_4^+ pode-se considerar que 100% sofreram nitrificação total, pois a concentração efluente de nitrato ($59,3 \text{ mg.L}^{-1}$) foi acima da concentração de amônia de entrada – lodo TA ($37,6 \text{ mg.L}^{-1}$). A concentração efluente no F2 sugere que o filtro além de transformar o nitrogênio inorgânico em nitrato, transformou também parte do nitrogênio orgânico. No F1 o mesmo processo não foi verificado, sendo que apenas 42% da amônia foi oxidada a nitrato, produzindo um efluente com $18,5 \text{ mg.L}^{-1}$, concentração cerca de três vezes menor que a gerada no F2. No F1, provavelmente outro processo foi responsável pela remoção da amônia – assimilação via microrganismos, adsorção no material filtrante e/ou absorção pela planta (COOPER et al, 1996), os quais não foram quantificados neste trabalho. Com relação à absorção pelas plantas, este assunto será abordado no item 5.3.4.

Koottatep et al. (2002), verificaram comportamento semelhante ao obtido neste trabalho. Os autores alcançaram remoções médias na ordem de 93% para NTK, 80 – 92% para nitrogênio amoniacal e elevada produção de nitrato, com concentração efluente variando de $180 - 320 \text{ mg.L}^{-1}$. Os autores destacam ainda que essa elevada eficiência foi beneficiada pelo sistema de ventilação, o qual permitiu maior entrada de oxigênio no filtro, favorecendo o processo de nitrificação.

A Figura 36 e Figura 37, apresentam o comportamento da matéria nitrogenada nos dois filtros durante a Fase III.

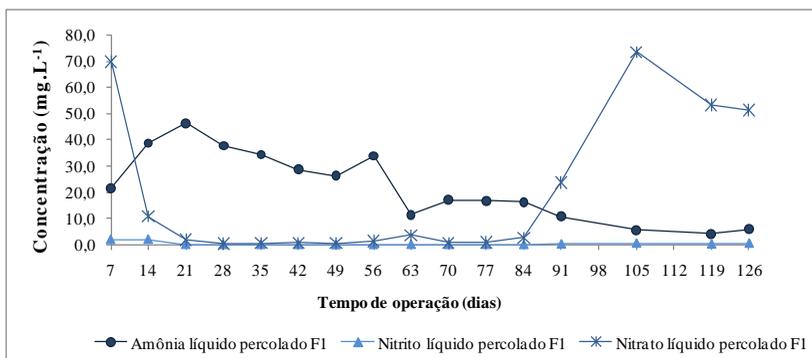


Figura 36: Comportamento da matéria nitrogenada no F1 durante a Fase III.

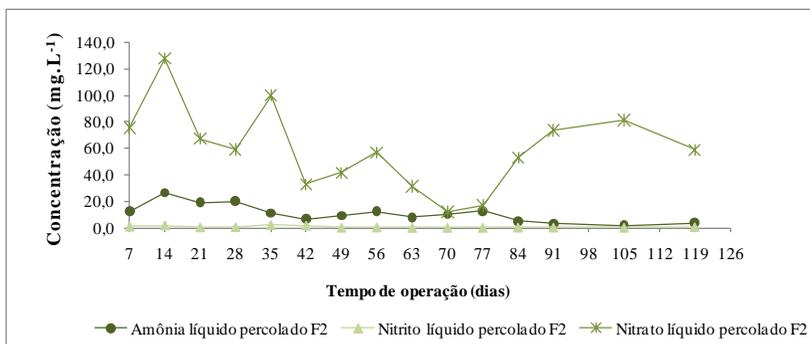


Figura 37: Comportamento da matéria nitrogenada no F2 durante a Fase III.

Conforme ilustrado na Figura 36, o F2 apresentou uma remoção constante da amônia, durante a Fase III, enquanto que no F1 (Figura 37) o processo de nitrificação somente foi representativo a partir do 91º dia de operação. Essa diferença pode ter ocorrido em função da carga de nitrogênio aplicada em cada filtro. Platzer (1999) recomenda para filtros plantados alimentados com esgoto, uma carga máxima de $6,5 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, o equivalente a $45,5 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{semana}^{-1}$. No F2 a carga média aplicada ficou em torno de $42 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{semana}^{-1}$, enquanto que o F1 recebeu uma carga média de $85 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{semana}^{-1}$. Knight et al. (2000) ressaltam que o aumento de carga de nitrogênio pode reduzir a eficiência do processo de nitrificação. A partir destas considerações pode-se inferir que o F1 recebeu uma carga de nitrogênio duas vezes acima daquela recomendada pela literatura, sendo provavelmente o principal componente responsável pela diferença entre os filtros no processo de nitrificação.

Analisando-se o valor de pH do lodo TA ($7,4 \pm 0,2$) verifica-se que este se manteve dentro da faixa para as bactérias nitrificantes ($7,5 - 8,6$, COOPER et al., 1996). Após o efluente passar pelo meio filtrante, teve-se um decréscimo no valor de pH e da alcalinidade, o que pode estar relacionado ao processo de nitrificação. Para o F1 o valor médio do pH no líquido percolado foi de 6,9, enquanto que o líquido percolado do F2 apresentou um valor de pH ligeiramente mais baixo, 6,6.

Na Figura 38 e Figura 39 é apresentado a série temporal do valor de pH e alcalinidade no lodo TA nos dois filtros durante a Fase III.

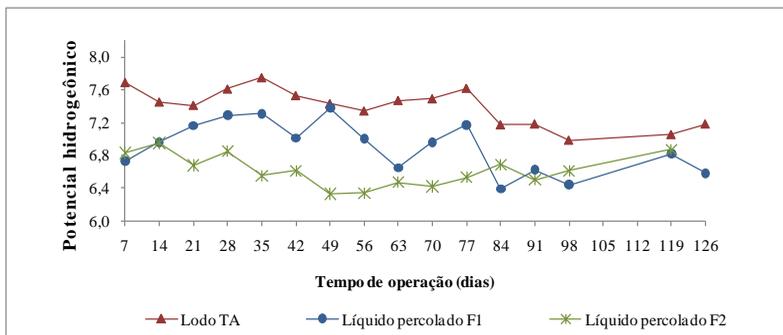


Figura 38: Série temporal do valor de pH no lodo TA, F1 e F2 durante a Fase III.

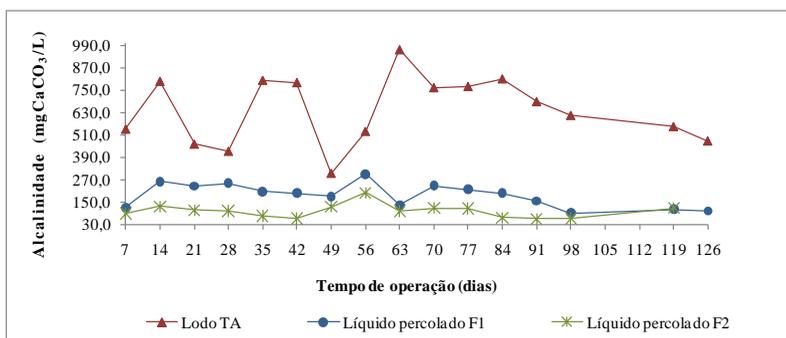


Figura 39: Série temporal da alcalinidade total no lodo TA, F1 e F2 durante a Fase III.

Panuvatvanich, Koottatep e Koné (2009), argumentam que até o momento poucos trabalhos têm discutido a transformação de nitrogênio nos filtros plantados para tratamento de lodo. Segundo pesquisa realizada pelos autores, aproximadamente de 55 – 60% do nitrogênio ficam retidos no lodo acumulado no leito dos filtros, menos de 10% é assimilado pelas plantas e cerca de 10% sai no líquido percolado. Os autores fizeram um balanço do nitrogênio em filtros plantados, e constataram que do nitrogênio total que entrou no sistema, 55% ficou retido no lodo acumulado no filtro, 8 – 13% saiu no percolado e as perdas por volatilização e assimilação pelas plantas foram insignificantes (0,01% e 0,2%, respectivamente). Os autores constataram que 24 – 29% da amônia foram perdidas no sistema devido ao processo de nitrificação e desnitrificação.

Tanner et al. (2009) relatam que a nitrificação nos filtros plantados é mantida pela presença do oxigênio armazenado no biofilme em torno da superfície da areia, bem como nos espaços intersticiais do

leito. Desta forma, o aumento na profundidade da camada de areia poderia melhorar as reações de nitrificação. Panuvatvanich, Koottatep e Koné (2009), constataram que aumentando a profundidade de areia de 10 cm para 20 – 40 cm, as remoções de amônia são mais significativas.

5.3.2.3 Estimativa da população atendida – aplicabilidade do sistema

Com base no volume de lodo que cada filtro recebeu e considerando uma contribuição de lodo fresco de $300 \text{ L.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (KLINGEL, 2001) é possível estimar o número de pessoas que o sistema atende (Tabela 12). O F1, com apenas $4,3 \text{ m}^2$ e uma taxa de $250 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ pode atender $164 \text{ pessoas.ano}^{-1}$, isso equivale a 41 famílias com quatro pessoas em cada residência. Enquanto que o F2 ($4,3 \text{ m}^2$ e uma taxa de $125 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) pode atender $82 \text{ pessoas.ano}^{-1}$, equivalente a 20 famílias.

No entanto, caso seja considerado que o volume de lodo que se encontra no tanque séptico está digerido, a contribuição por pessoa no ano fica menor. Philippi (1992) sugere adotar um valor na ordem de $0,2 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, o equivalente a $73 \text{ L.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Com isso, o F1 pode atender 672 pessoas e o F2 a metade, 336 pessoas.

Esses resultados são importantes, pois evidenciam a potencialidade de aplicação dos filtros, principalmente em pequenas comunidades.

Tabela 12: Estimativa da população atendida com os filtros plantados com macrófitas.

Filtros	TAS ($\text{kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	Volume por ciclo (L)	Volume no ano (L)	Contribuição ($\text{L.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	N.º pessoas atendidas
Filtro 1	250	944	49.088	300	164
Filtro 2	125	473	24.596	300	82

5.3.3 Lodo acumulado nos filtros plantados

Na Tabela 13 são apresentados os dados de altura do lodo acumulado nos filtros. Observa-se que essa altura variou com o decorrer do tempo, aumentando lentamente e depois diminuindo. Isso pode ser resultado do processo de desaguamento e mineralização do lodo.

Tabela 13: Altura do lodo acumulado no F1 e F2.

Filtros	Altura (cm)				
	90 dias de operação	105 dias de operação	115 dias de operação	120 dias de operação	126 dias de operação
Filtro 1	15	16	20	16	13
Filtro 2	5	8	10	9	8

Para Koottatep et al. (2004), a taxa de acúmulo de lodo foi 12 cm ao ano, sendo que a altura do lodo acumulado no filtro chegou a atingir 80 cm, após sete anos de operação contínua. Os autores deixaram uma borda livre de um metro, o que provavelmente permitirá o acúmulo de lodo por 10 anos. Os autores relatam que apesar de os filtros terem sido operados durante sete anos sem retirar o lodo acumulado no leito, não foi verificada a colmatção do mesmo e o fluxo do líquido percolado permaneceu desobstruído. Este fenômeno ocorreu devido ao contínuo crescimento das raízes e rizomas das plantas, bem como pela conservação das raízes mortas na camada de lodo, o que ajudou a manter a porosidade do leito.

Noumsi et al. (2006) constataram que com uma taxa de 200 kgST.m⁻².ano⁻¹, os filtros apresentaram indícios de colmatção com nove meses de operação, sendo que o filtro plantado com *Echinochloa pyramidalis* apresentou melhor desempenho que o filtro com *Cyperus papyrus*, devido a maior taxa de evapotranspiração. Em relação à taxa de 300 kgST.m⁻².ano⁻¹, os autores verificaram maiores indícios de colmatção, sendo que muitas vezes ficava água retida no leito por mais de uma semana, acarretando o desenvolvimento de algas, moscas e as vezes odores.

Em relação a estes aspectos, durante todo o período de operação dos filtros não foi verificado crescimento de algas, moscas e o surgimento de odor. Nielsen (2005) relata que somente ocorrerá o surgimento de mau cheiro quando o processo de desaguamento for ineficiente, proporcionando zonas anaeróbias na camada do lodo acumulado. Uggetti et al. (2009a) argumentam ainda que, o excesso de carga causa um mau funcionamento do sistema, além de resultar na colmatção do meio filtrante pelo acúmulo de sólidos orgânicos que ficam retidos nos poros.

Transformando os dados da Tabela 13 em volume é possível constatar que o F1 apresentou um maior acúmulo de lodo no leito que no F2, correspondendo a 0,6 m³ (600 L) e 0,3 m³ (300 L),

respectivamente. Essa diferença era esperada devido ao fato de o F1 ter recebido o dobro da taxa de F2.

Na Figura 40 e Figura 41 são apresentadas as características do lodo acumulado em cada filtro, em termos de porcentagem de sólidos (fixos – cinzas e voláteis) e umidade, e na Figura 42 são apresentadas as características do lodo TA.

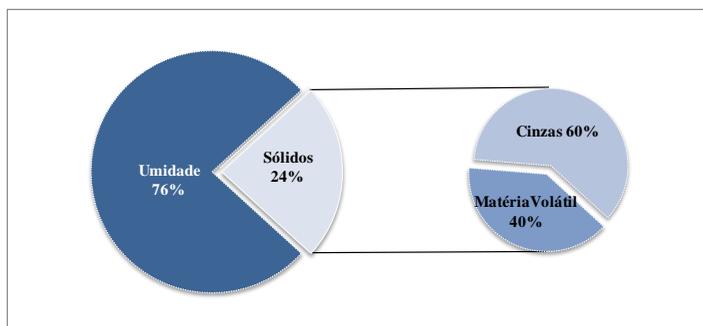


Figura 40: Característica do lodo acumulado no F1.

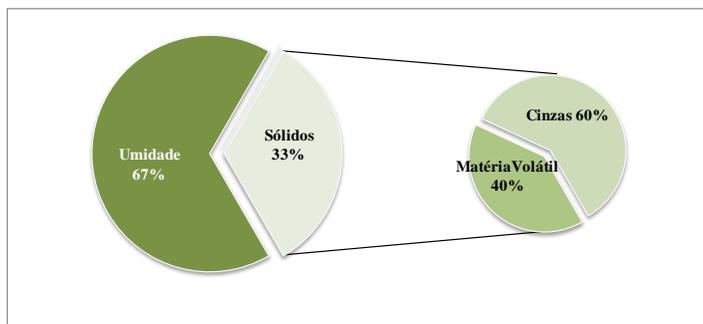


Figura 41: Característica do lodo acumulado no F2.

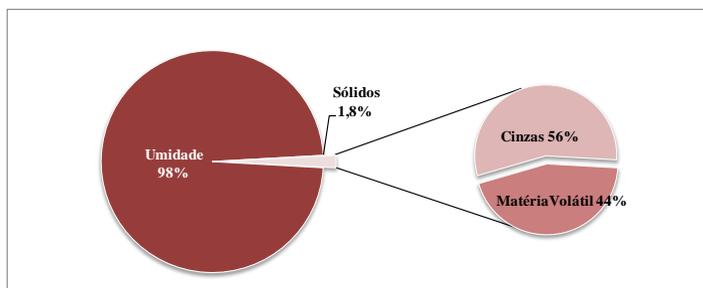


Figura 42: Característica do lodo de entrada (lodo do TA).

A concentração de matéria orgânica do lodo acumulado, representada pelos sólidos totais, foi de $52.089,7 \text{ mg.L}^{-1}$ no F1 (com mínimo e máximo de $16.675,0$ e $78.938,1 \text{ mg.L}^{-1}$) enquanto que no F2 a concentração foi de $68.551,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (com mínimo e máximo de $22.598,7$ e $163.041,1 \text{ mg.L}^{-1}$). Como observado na Figura 40, o F1 apresentou um teor de umidade mais elevado que o F2. No entanto, observa-se que em relação às características do lodo TA, houve um aumento no teor dos sólidos totais, sendo que o lodo acumulado no F1 o teor de sólidos totais passou de 2% para 24%, enquanto que o lodo acumulado no F2 passou de 2% para 33%. Esse aspecto pode ser mais bem visualizado na Figura 43. O aumento no teor de sólidos do lodo acumulado no filtro indica que o processo de desaguamento ocorreu.

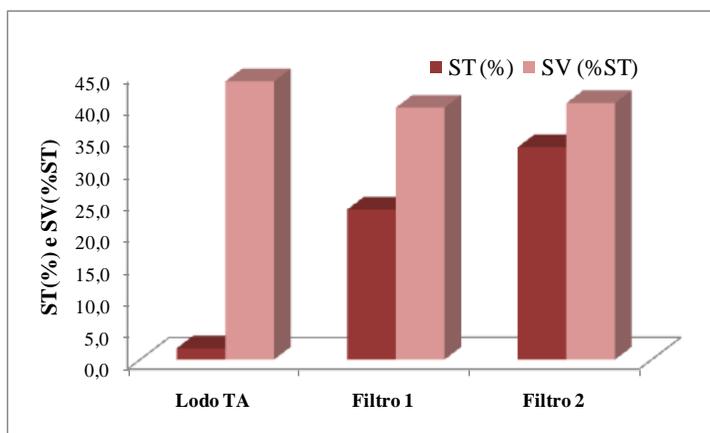


Figura 43: Percentual médio de ST e SV (% ST) no lodo TA e no lodo acumulado no F1 e F2.

Embora o F1 tenha recebido a maior taxa de lodo, foi o F2 que apresentou maior concentração de sólidos totais no lodo acumulado, e por consequência, melhor desaguamento (67% de umidade no F2 e 76% de umidade no F1). Estas observações condizem com os resultados obtidos por Stefanakis et al. (2009). Os referidos autores avaliaram dois filtros pilotos com $0,53 \text{ m}^2$ cada e alimentados com duas taxas distintas de lodo ativado (30 e $75 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e verificaram que o filtro que recebeu a menor taxa de lodo foi o que apresentou melhor remoção da água. Os autores ressaltam que o processo de desaguamento foi mais efetivo, pois, o filtro reteve menos lodo, propiciando taxas de evapotranspiração mais elevadas que o filtro que recebeu a taxa de $75 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Essas observações podem ser visualizadas na Figura 44

e Figura 45, em que são apresentadas duas fotos do lodo acumulado no F1 e F2.



Figura 44: Lodo acumulado no F1



Figura 45: Lodo acumulado no F2

Como pode ser constatado, o lodo acumulado no F2 (Figura 45) apresentou maior quantidade de fendas que o lodo acumulado no F1 (Figura 44). Essas fendas fornecem um indicativo do estágio inicial de estabilização em que se encontra o lodo (IMHOFF; IMHOFF, 1986), e conforme apontado pelos valores de sólidos e umidade, o lodo acumulado no F2 apresenta-se em um estágio mais avançado que o do F1.

Observa-se ainda que, em relação aos teores de matéria volátil no lodo acumulado, ambos os filtros apresentaram redução de 4% em relação ao lodo TA. Ferreira, Andreoli e Jürgensen (1999) argumentam, no entanto que, se o destino final para este lodo for o reuso agrícola, é necessário que se tenha uma redução de 45 a 50% dos sólidos voláteis. É importante ressaltar, no entanto, que estes filtros estão em operação por apenas 126 dias, sendo alimentados semanalmente, e que o natural para este tipo de sistema é que quando o lodo atingir uma determinada altura no filtro, a alimentação cesse e aí ocorra a redução de sólidos voláteis. Além disso, pode-se destacar que, como o lodo TA ficou mais de 10 anos dentro do tanque séptico, houve uma redução no teor da matéria volátil já no tanque séptico, o que contribuiu para essa baixa redução dos sólidos voláteis nos filtros.

Kim e Smith (1997), após três anos de operação de um filtro plantado que recebeu lodo anaeróbico, obtiveram uma concentração de sólidos voláteis na ordem de 46%. Para Uggetti et al. (2009a), a concentração de sólidos voláteis variou de 36 a 50%, apresentando uma redução até 30%. Embora esses valores sejam ainda baixos em relação aos resultados obtidos com sistemas de estabilização, como digestores anaeróbios (50 – 60%), os resultados ficaram bem próximos, indicando

que os filtros plantados podem promover a estabilização do lodo, assim como sua secagem (UGGETTI et al., 2009a).

Esta menor taxa de remoção em relação às tecnologias convencionais pode estar relacionada com o tipo de tratamento ao qual o efluente foi submetido. Ressalta-se que o lodo em estudo permaneceu por um elevado período dentro do tanque séptico, o que permitiu que o mesmo fosse parcialmente estabilizado, com baixo teor de sólidos voláteis (43%).

Obarska-Pempkowiak, Tuszyńska e Sobocinski (2003), caracterizaram quatro perfis verticais do lodo acumulado em um filtro que recebeu durante seis anos lodo anaeróbico primário, e concluíram que o teor de umidade e concentração de matéria orgânica decrescem com o aumento da profundidade. Segundo os autores esse decréscimo na umidade é causado pelas mudanças na estrutura do lodo em função dos processos bioquímicos de transformação da matéria orgânica que estão ocorrendo. Eles acrescentam ainda que a camada superficial apresentou um teor de umidade mais elevado em função da entrada da água de chuva e devido a entrada constante de lodo fresco.

Uggetti et al (2009a) constataram que o maior aumento na concentração de sólidos ocorreu durante a campanha realizada no verão, em que ocorrem elevadas taxas de evapotranspiração. Os autores estudaram três filtros em escala real, recebendo lodo ativado de aeração prolongada e notaram também que o lodo acumulado na parte inferior apresenta uma concentração de sólidos menor que o lodo acumulado na superfície. A comparação entre as camadas superiores e inferiores de lodo sugere que o restante da água é perdido progressivamente durante o armazenamento, e como o lodo no fundo é o que está estocado por mais tempo, apresenta maior perda de água.

Pempkowiak e Obarska-Pempkowiak (2002) avaliaram o lodo acumulado em filtro após 21 anos de operação e verificaram 50,2% de umidade na camada de 6 – 8 cm abaixo da superfície, e 14,3% na camada mais profunda (22 – 23 cm). Segundo os autores, existe pouco conhecimento sobre as mudanças que ocorrem na umidade e na matéria orgânica do lodo que está estocado no leito e que continua recebendo lodo fresco.

Apesar de este trabalho ter ainda poucos dados sobre a caracterização do lodo acumulado nos filtros, e considerando que o sistema foi avaliado sem a entrada da água de chuva, verifica-se que em apenas 126 dias, os resultados são semelhantes aos apontados pela literatura.

Os valores de sólidos totais atingidos neste trabalho permitem classificar o lodo como torta semi-sólida (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001). Desta forma verifica-se que as porcentagens de sólidos no lodo acumulado sob o filtro, mesmo recebendo lodo fresco semanalmente, são semelhantes às porcentagens alcançadas utilizando-se tecnologias convencionais como filtros prensa (30 – 40% ST) e centrífugas (25 – 35% ST) (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001). É importante considerar ainda que nos filtros plantados o gasto com energia foi somente para a alimentação dos sistemas, realizada semanalmente, e que durante todo o período de operação (126 dias) não foi necessária a retirada do lodo acumulado. Com isso, obteve-se considerável economia em termos de energia, transporte e custos para disposição em aterro, por exemplo. Além disso, não se fez necessária a adição de produtos químicos para propiciar o desaguamento do lodo.

Desta forma, verifica-se que os filtros plantados com macrófitas podem ser considerados uma forma passiva de estabilização do lodo, pois a transferência de oxigênio a partir da rizosfera das macrófitas bem como o movimento das hastes das plantas possibilitaram a aeração da superfície do lodo. Juntamente com o processo de evapotranspiração, o qual permitiu maiores perdas de água do lodo, foi possível promover a estabilização biológica e mineralização inicial do mesmo.

5.3.4 Desempenho das macrófitas no tratamento do lodo

As macrófitas implantadas nos filtros pertencem ao gênero *Zizaniopsis bonariensis*, conhecidas como Junco brasileiro (SEZERINO; PHILIPPI, 1998). Elas foram retiradas do filtro plantado existente no CETRE e plantadas nos filtros no mês de Janeiro de 2009, na relação de 15 mudas por m², totalizando 65 mudas por filtro, com aproximadamente 45 cm de altura, conforme apontado na metodologia.

Durante dois meses os filtros foram alimentados diariamente com água até o estabelecimento das macrófitas. Em Março de 2009 os filtros passaram a receber esgoto, sendo alimentados cinco dias por semana, conforme a Fase I. Destaca-se que esta fase foi adotada com o objetivo de favorecer a formação de biomassa ativa nos sistemas, além de permitir a adaptação das plantas aos filtros. Esse procedimento também foi adotado por Koottatep, Polprasert e Oanh (1999b). Os autores adotaram como critério para o término desta fase o estabelecimento das macrófitas no filtro em 1,5 m de altura, mostrando-se aptas as condições do sistema. De acordo com os referidos autores, a fase de partida durou dois meses, enquanto neste trabalho esta fase foi de 75 dias.

Noumsi et al. (2006) alimentaram os filtros por seis semanas com esgoto até que as macrófitas estivessem bem adaptadas. Straus e Montangero (2002) citam que é importante que o sistema seja aclimatado com esgoto antes de receber a carga de lodo, pois com isso propicia-se um aceleração no desempenho do sistema e evita-se a morte das plantas.

Durante a Fase I foram feitas duas limpezas nos filtros, sendo as folhas secas retiradas, assim como as ervas daninhas que cresceram no meio filtrante. Neste período não foi verificado nenhum aspecto diferente nas macrófitas. Destaca-se que, das mudas plantadas pode-se dizer que o estabelecimento foi de 100%, não sendo necessário replantio. É importante ressaltar que a espécie *Z. bonariensis* foi retirada de um filtro que já recebia esgoto pré-tratado no tanque séptico, e ao fazer seu replantio nos filtros, as mesmas rapidamente se adaptaram.

No início de Maio de 2009 foram identificadas as macrófitas para acompanhamento da taxa de crescimento. Também se iniciou neste período a contagem das mudas. No F1 foram contabilizados 238 indivíduos, enquanto que no F2 haviam 245 indivíduos. Em ambos os filtros, neste período, a altura média das macrófitas era de um metro.

Em função destes aspectos positivos, em meados do mês de Maio os filtros foram alimentados com lodo, conforme a Fase II. Ressalta-se que nesta fase os filtros eram alimentados apenas uma vez por semana e a saídas dos filtros era mantida aberta. Embora alguns trabalhos relatam um estresse hídrico nas plantas em função da alimentação ter sido uma vez por semana, como Koottatep, Polprasert e Oanh (1999b), que verificaram que a *Thypha augustifolia* apresentou coloração amarela e suas pontas enrolaram devido à falta de água no lodo, o mesmo não foi verificado neste trabalho, mostrando a capacidade da espécie *Z. bonariensis* em suportar períodos sem água.

Passada esta fase, no final de Junho, os filtros foram alimentados conforme a Fase III. Nesta etapa cada filtro recebeu a taxa nominal estipulada, com um período de detenção de seis dias. Embora o lodo seja mais concentrado em termos de matéria orgânica e nutriente que o esgoto doméstico, a espécie estudada apresentou-se apta a suportar a elevada carga. Noumsi et al. (2006) argumentam que as espécies *C.papyrus* e *E. pyramidalis* se adaptaram bem as diferentes taxas de lodo (100, 200 e 300 kgST.m⁻².ano⁻¹). No entanto, logo nos primeiros meses de operação, os autores verificaram ataque de insetos nas macrófitas, independente da taxa aplicada, justificando que foi em função da monocultura no leito associada a alta concentração de nutrientes do lodo, especialmente nitrogênio.

Mesmo no F1 que recebeu o dobro da taxa que o F2, não foi verificado qualquer aspecto de estresse da macrófita em relação a concentração de sólidos do lodo. Ressalta-se ainda que o F1, com o decorrer dos ciclos de operação e consequente acúmulo de lodo sobre o leito, apresentou menor invasão de plantas daninhas que o F2. Aos 100 dias de operação, ambos os filtros apresentavam baixa invasão de ervas daninhas, quando comparada a Fase I. Isso pode ter acontecido devido ao acúmulo do lodo que prejudicou o crescimento das espécies invasoras.

Na Figura 46 e Figura 47 são apresentadas as alturas médias das macrófitas avaliadas nos filtros e a taxa de crescimento. Destaca-se que após outubro não foi possível efetuar mais a aferição das alturas em função da densidade das mesmas no filtro e devido ao acúmulo de lodo no leito.

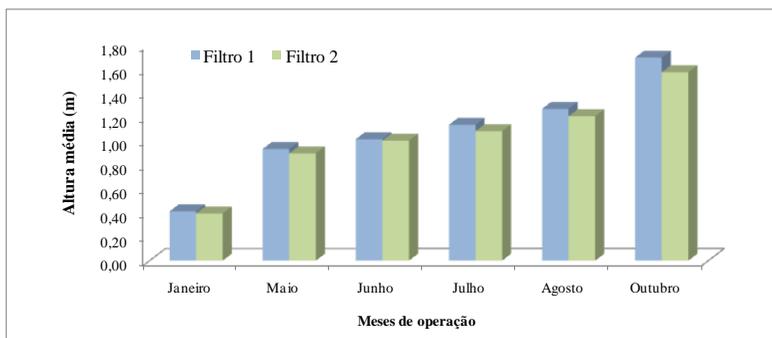


Figura 46: Altura média das macrófitas no F1 e F2 durante o experimento.

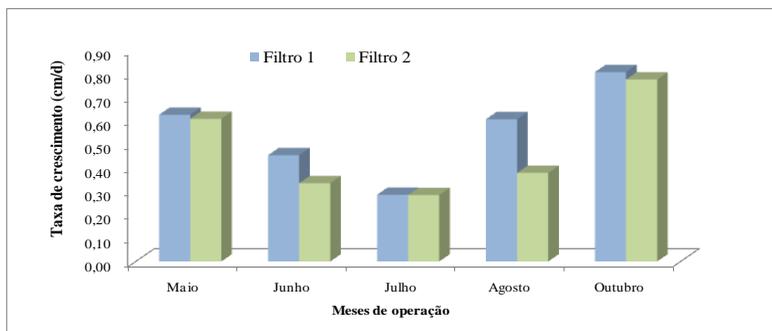


Figura 47: Taxa de crescimento das macrófitas no F1 e F2 durante o experimento

Como pode ser observado na Figura 46 as macrófitas no F1 apresentaram altura ligeiramente superior em relação ao F2, atingindo altura máxima no mês de outubro de 2,0 m. Enquanto o valor máximo no F2 foi de 1,86 m. A última aferição da densidade (final de Julho) apontou para 388 indivíduos no F1 e 321 indivíduos no F2.

Em relação à taxa de crescimento (Figura 47) verifica-se que a mesma variou com as estações do ano, apresentando um declínio no inverno e aumentando na primavera.

Hardej e Ozimek (2002) estudaram o comportamento da espécie *Phragmites australis* em um filtro plantado para tratamento de lodo e verificaram que a taxa de crescimento da espécie foi maior no sistema de tratamento que no sistema natural. Os autores também verificaram que a densidade da espécie foi duas vezes maior no filtro que recebeu lodo que no sistema natural, possivelmente devido ao maior aporte de nutrientes no sistema de tratamento. Os autores destacam ainda que no sistema natural a maior taxa de crescimento foi um mês antes que a verificada no filtro plantado. No entanto destacam que as macrófitas dos filtros plantados continuaram crescendo até dois meses depois que o crescimento das macrófitas no sistema natural já havia cessado.

Kengne et al. (2008) estudando as espécies *C.papyrus* e *E. pyramidalis* verificaram rápida taxa de crescimento, na qual o número de espécies passou de 11 para mais de 100 indivíduos por m², já no primeiro mês de operação. O mesmo foi constatado por Noumsi et al. (2006). Da mesma forma que observado por Hardej e Ozimek (2002), Kengne et al. (2008) verificaram que a densidade das macrófitas nos filtros plantados foi maior que no sistema natural. Kengne et al. (2008) argumentam ainda que a maior densidade das macrófitas nos filtros plantados foi influenciada pelas mudanças nas condições ambientais do filtro induzidas pela aplicação de lodo, e a alta densidade da espécie é um indicativo de sua adaptação a carga de lodo.

A elevada densidade das macrófitas nos filtros plantados é benéfica, pois auxilia no tratamento do lodo, acelerando as perdas de água, tanto pela infiltração como pela evapotranspiração (DE MAESENEER, 1997; HARDEJ; OZIMEK, 2002). Além disso, a elevada densidade das espécies também permite o aumento no transporte de oxigênio para as raízes e rizomas das macrófitas (BRIX, 1997; KENGNE et al., 2002). Brix (1997) e Wang et al (2010) ressaltam ainda que o crescimento das plantas nos filtros exerce um papel positivo na prevenção à colmatação. Wang et al. (2009) acrescentam ainda que nos filtros plantados, o volume de lodo acumulado foi menor que nos

filtros sem planta. Isso evidencia o papel das plantas no tratamento, as quais retiraram do lodo seus nutrientes.

Na Figura 48 são apresentadas fotos com a evolução da espécie durante todo o período avaliado. Destaca-se que no final do mês de setembro foi verificada inflorescência nas macrófitas do F1, enquanto que no F2 a inflorescência apareceu alguns dias mais tarde. Ferreira (2005) avaliando a produtividade primária da mesma espécie em banhados naturais no Rio Grande do Sul constatou que em Agosto a espécie já apresentava inflorescência, algumas espécies, porém, chegaram a apresentar inflorescência somente no mês de outubro. Isto indica que mesmo em um habitat construído, a macrófita *Z. bonariensis* foi capaz de se reproduzir, mostrando a capacidade de adaptação da espécie.



Janeiro



Março



Maio



Julho



Setembro



Outubro



Final de setembro – Floração

Figura 48: Evolução da *Z. bonariensis* durante o experimento.

5.3.4.1 Produção de biomassa e teor de matéria orgânica

A Figura 49 apresenta a biomassa das macrófitas avaliadas após a Fase I e a biomassa avaliada durante a Fase III nos filtros F1 e F2.

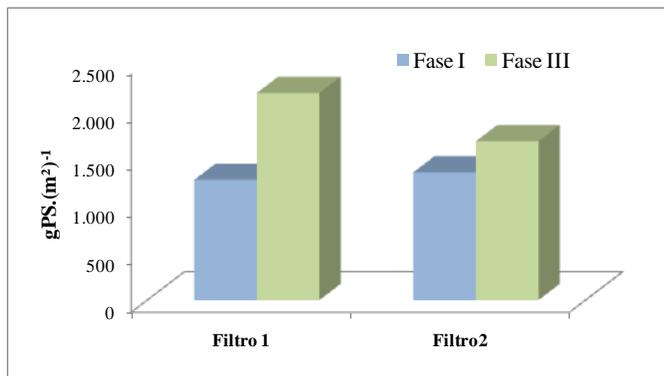


Figura 49: Biomassa na Fase I e na Fase II nos filtros F1 e F2.

Como pode ser observado na Figura 49, as macrófitas dos filtros apresentaram biomassa semelhante na Fase I (1.263 gPS.m⁻² no F1 e 1.342 gPS.m⁻² no F2). Quando os filtros passaram a receber lodo, a biomassa das macrófitas do F1 aumentaram 70% em relação à biomassa na Fase I. No entanto, comparando a biomassa das macrófitas do F2 na Fase III, o F1 foi 30% maior (2.176 gPS.m⁻² no F1 e 1.669 gPS.m⁻² no F2). Isso provavelmente indica que a alimentação com lodo proporcionou um aumento na biomassa, embora entre as taxas (250 kgST.m⁻².ano⁻¹ no F1 e 125 kgST.m⁻².ano⁻¹ no F2) esse aumento não tenha sido expressivo.

Para Ferreira (2005) a biomassa da *Z. bonariensis* no banhado natural variou de 579,6 a 672,8 gPS.m⁻², no mês de dezembro. Ressalta-se que estes valores servem apenas como referência de biomassa produzida pela espécie, não sendo possível fazer uma comparação entre o sistema estudado e o banhado natural.

Kengne et al. (2008) constataram que a biomassa do *E. pyramidalis* foi 3 – 4 vezes maior, após quatro meses recebendo lodo, que no sistema natural. Em relação à taxa aplicada o autor destaca apenas que o filtro que recebeu 100 kgST.m⁻².ano⁻¹ obteve uma biomassa de 5.000 gPS.m⁻² enquanto que o filtro que recebeu a taxa de 300 kgST.m⁻².ano⁻¹ a biomassa foi de 8.000 gPS.m⁻², ou seja a biomassa do filtro que recebeu a maior taxa foi 60% maior.

Da mesma forma que observado para a densidade e taxa de crescimento Hardej e Ozimek (2002) verificaram maior biomassa nos filtros plantados que receberam lodo que no sistema natural, provavelmente devido ao maior aporte de matéria orgânica e nutriente do lodo.

Extrapolando a biomassa nos filtros em função da área (4,3 m²), tem-se 9,4 kgPS no F1 e 7,2 kgPS no F2.

Na Figura 50 é apresentada a biomassa em termos de matéria orgânica, também denominado de peso seco livre de cinzas.

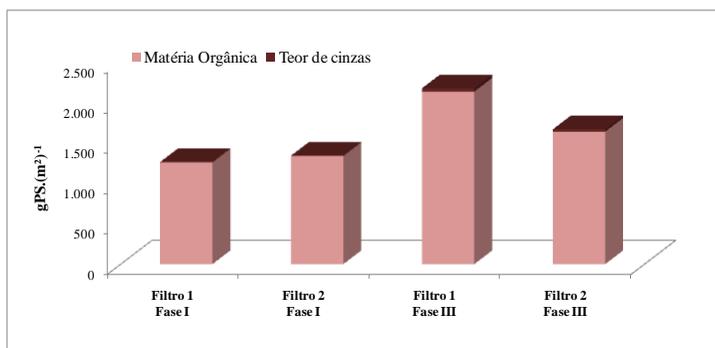


Figura 50: Matéria orgânica e teor de cinzas nas macrófitas na fase Partida 1E e na fase Operação com lodo nos filtros F1 e F2.

Conforme ilustrado na Figura 50, verifica-se que o teor de matéria orgânica nas macrófitas é elevado (99,8% na Fase I e 98,2% na Fase III) em relação ao teor de cinza (matéria mineral). Henry-Silva e Camargo (2006) citam que o baixo teor de matéria mineral encontrado na biomassa das macrófitas pode ser um fator positivo caso seja almejado seu uso como forragem ou fertilizante do solo. Pois, quanto menor o conteúdo de matéria mineral de uma espécie, maior será a sua contribuição em termos de matéria orgânica. No entanto, destaca-se a necessidade de estudos mais aprofundados sobre o assunto.

5.3.4.2 Remoção da matéria nitrogenada pelas macrófitas

Na Figura 51 é apresentada a concentração de nitrogênio, considerando a biomassa nas macrófitas dos F1 e F2, na Fase I e na Fase III.

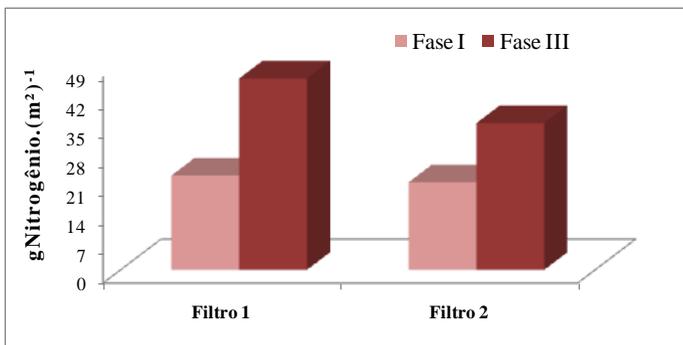


Figura 51: Concentração de nitrogênio nas macrófitas na Fase I e na Fase III nos filtros F1 e F2.

Na Fase I a concentração de nitrogênio nas macrófitas foi semelhante, com 23 gN.m^{-2} e 21 gN.m^{-2} respectivamente para o F1 e F2. Em porcentagem essas concentrações representam 1,8% de nitrogênio para a biomassa das macrófitas do F1 e 1,5% nitrogênio para a biomassa das macrófitas do F2.

Na Fase III a concentração de nitrogênio nas macrófitas do F1 dobrou em relação à concentração na Fase I, apresentando uma concentração de 46 gN.m^{-2} . Em relação ao F2, o aumento da concentração de nitrogênio foi aproximadamente 70%, apresentando uma concentração de 36 gN.m^{-2} . No entanto, comparando a concentração de nitrogênio no F1 com a obtida no F2, verifica-se que o F1 apresentou uma concentração apenas 30% maior. Extrapolando a concentração de nitrogênio para a área dos filtros ($4,3 \text{ m}^2$) teve-se uma assimilação de 199 gN no F1 e 153 gN no F2, durante a Fase III.

Considerando a carga de nitrogênio total que os filtros receberam durante a Fase III é possível estimar quanto do nitrogênio foi assimilado pelas macrófitas. O F1 recebeu 1.195 gNT.m^{-2} e as macrófitas deste filtro assimilaram 46 gNT.m^{-2} , o equivalente a 4% da entrada de nitrogênio. Para o F2 a carga de nitrogênio foi de 599 gN.m^{-2} , enquanto a concentração de nitrogênio no tecido das macrófitas foi de 36 gN.m^{-2} , equivalente a 6% da entrada de nitrogênio. Essas concentrações servem apenas como estimativa, pois parte do nitrogênio analisado nas macrófitas pode corresponder as concentrações inerentes a própria espécie. Ferreira (2005) destaca que as concentrações de nitrogênio no tecido vegetal da *Z. bonariensis*, em banhado natural variaram de 1,42 a 2,6%, sendo que a maior concentração ocorreu no início do desenvolvimento da espécie.

Kengne et al. (2008) argumentam que cerca de 2% da biomassa das macrófitas era nitrogênio, independente da taxa aplicada. Contudo o valor foi maior que o observado em sistemas naturais. Os autores destacam que esse aspecto revela alta concentração de nitrogênio no tecido vegetal após receber lodo, e, se forem feitas três podas anuais pode-se obter uma concentração de nitrogênio de pelo menos 289 gN.m⁻². Segundo os autores isso evidencia que, embora o papel das macrófitas no desaguamento de lodo seja principalmente físico, uma quantidade significativa do nutriente será obtida após a poda das macrófitas.

Para Edwards et al. (2001), avaliando o aporte de nitrogênio em um filtro plantado com *Phragmites australis* e *Phalaris arundinacea* para tratamento de esgoto doméstico em escala real (160,65 m²) a concentração de nitrogênio foi de 17,2 gN.m⁻². Considerando a área total do filtro, a remoção de nitrogênio foi de 2,8 kgN, o que representa uma assimilação de 9,2% da entrada de nitrogênio no sistema.

Essas diferenças na assimilação de nitrogênio pela planta possivelmente estejam associadas a aspectos morfológicos de cada espécie. Guntenspergen, Stearns e Kadlec (1989) acrescentam que aspectos ambientais podem induzir a remoção de nutrientes, enquanto que aspectos genéticos podem determinar esta composição. Desta forma, verifica-se que no sistema estudado na fase de tratamento de lodo, houve uma maior remoção de nitrogênio que na fase de tratamento de esgoto, provavelmente impulsionado pelas características do lodo.

Guntenspergen, Stearns e Kadlec (1989) citando Chapin (1980)⁷ destacam ainda que, geralmente plantas em habitat rico em nutrientes tendem a acumular mais nutrientes que aquelas em ambientes com baixa concentração dos elementos essenciais ao seu desenvolvimento. Plantas que estão em um ambiente fértil, apresentam taxa de crescimento relativamente maior, e com isso, proporcionam maior assimilação de nutrientes.

Brix (1997) acrescenta ainda que as macrófitas plantadas em filtros (como no caso estudado) apresentam elevada fertilidade e com isso, quantidades consideráveis de nutrientes podem ser encontradas em sua biomassa. No entanto, o autor destaca que, caso não seja realizada podas destas macrófitas, grande parte dos nutrientes que foram incorporados em seu tecido vegetal podem retornar ao sistema pelo processo de decomposição.

⁷ CHAPIN, F.S. The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Systematics*. 11:233-260.1980.

5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foram realizadas análises estatísticas para averiguar a existência de diferença entre as taxas aplicadas nos filtros com relação aos seguintes parâmetros: DQOt, ST, SS, NTK, nitrogênio amoniacal e nitrogênio nitrato. A verificação da normalidade foi realizada utilizando o gráfico normal de probabilidade do programa *Statistica 7.0*. A análise inicial demonstrou uma distribuição desuniforme dos dados em relação à reta normal. Uma nova verificação foi realizada com os dados transformados para logaritmo natural (ln), em que a tendência pra a normalidade foi mais significativa. Feito isso, foi utilizado o *teste T* para comparação entre as médias, os resultados são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14: Valores obtidos com o *teste T* na análise de variância dos dados ($\alpha = 0,05$)

Parâmetros analisados	Filtro 1 (250) x Filtro 2 (125)
Demanda Química de Oxigênio	0,00
Sólidos Totais	0,04
Sólidos Suspensos	0,00
Nitrogênio Total Kjeldahl	0,00
Nitrogênio amoniacal	0,02
Nitrogênio nitrato	0,00

Hipóteses testadas: se $p < \alpha$ = há diferença significativa, se $p > \alpha$ = não há diferença significativa.

Considerando os valores de p apontados na Tabela 14, verifica-se que para todos os parâmetros analisados, os filtros são diferentes ($p < \alpha$, há diferença significativa). Desta forma, a análise estatística confirma toda a discussão feita anteriormente, possibilitando inferir que aplicando uma taxa de $125 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (F2) o filtro apresenta melhor desempenho que uma taxa de $250 \text{ kgST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (F1).

6. CONCLUSÕES

Considerando os objetivos inicialmente propostos para o escopo desta pesquisa, com vistas a avaliar o desempenho dos filtros plantados com macrófitas no desaguamento de lodo de tanque séptico, submetido a variações de taxas orgânicas em termos de sólidos totais (F1 – 250 kgST.m⁻².ano⁻¹ e F2 – 125 kgST.m⁻².ano⁻¹), pode-se concluir que:

Fase I

A Fase I mostrou-se importante para a aclimação inicial dos filtros, os quais apresentaram um comportamento semelhante durante a esta fase e uma boa capacidade de estabilização do esgoto afluente.

Os filtros apresentaram um bom desempenho nesta fase com remoções de DQOt na ordem de 64% para o F1 e 75% para o F2.

As remoções de amônia foram de 76% para o F1 e 80% para o F2, gerando concentrações efluentes de 8,7 e 7,0 mg.L⁻¹, respectivamente.

Fase II

Os filtros mantiveram uma boa capacidade de estabilização da matéria orgânica, suportando, além das oscilações, a elevada carga de sólidos presentes no lodo.

Ambos os filtros apresentaram comportamento semelhante nesta fase, com remoções significativas para DQOt, ST e SS, na ordem de 91, 92 e 96% para o F1 e 86, 91 e 95% para o F2, respectivamente.

Os filtros atingiram remoções de amônia na ordem de 56% e 68% para o F2 e F1, respectivamente. O F2 se mostrou mais eficiente na transformação de amônia em nitrato, sendo que a nitrificação foi responsável pela conversão de 64% da amônia.

A Fase II mostrou-se essencial para a adaptação das macrófitas à carga de lodo e, com isso, evitar a necessidade de um replantio.

Fase III

O lodo TA apresentou grandes variações nos resultados para todos os parâmetros avaliados, revelando a heterogeneidade do resíduo.

A concentração de sólidos totais e DQOt do lodo TA foi de 18.676,6 e 14.666 mg.L⁻¹, respectivamente, ficando dentro dos valores encontrados na literatura para este tipo de efluente.

Dentre os sólidos totais, 43% foram referentes à fração volátil, enquanto que 57% referiram-se a fração inorgânica, demonstrando que uma grande fração dos sólidos já foi estabilizada. A relação SV/ST foi igual a 0,43, indicando que o lodo encontra-se em processo de estabilização, devido ao elevado tempo em que permaneceu no tanque séptico.

Os filtros apresentaram bons resultados em termos de eficiência, com remoção de 99 e 94% de DQOt para o F2 e F1, respectivamente. Em relação às concentrações finais de DQOt, o F2 produziu um efluente com 85 mg.L⁻¹, enquanto que o F1 gerou um efluente com 507 mg.L⁻¹.

O F2 apresentou melhor remoção de sólidos totais com concentração efluente de 471,9 mg.L⁻¹ e com remoção média de 96%. Em relação aos SS, a remoção média foi de 99,9%, produzindo um efluente final com 18,2 mg.L⁻¹, enquanto o F1 a concentração final de SS foi 330,2 mg.L⁻¹.

Os fatores climáticos influenciaram nas perdas de água do lodo, por meio dos processos de evapotranspiração. No F1, 55% da água presente no lodo saíram na forma de líquido percolado, 4% ficaram armazenadas no lodo acumulado no leito e 41% foram perdidas. Para o F2, as perdas de água foram de 63%, enquanto que 35% saíram com o líquido percolado e apenas 2% ficou armazenada no lodo acumulado sobre o leito.

Em relação à amônia, as remoções médias foram 41% no F1 e 72% no F2, produzindo efluentes com concentração média de 22,3 mg.L⁻¹ e 10,7 mg.L⁻¹, respectivamente;

No F2, do percentual de amônia removido, 100% sofreu nitrificação total, com concentração efluente de nitrato de 59,3 mg.L⁻¹. Para o F1, apenas 42% da amônia foi oxidada a nitrato, produzindo um efluente com 18,5 mg.L⁻¹.

A altura lodo acumulado no F1 atingiu 13 cm aos 126 dias de operação, enquanto que no F2, neste mesmo período, a altura foi de 8 cm.

A concentração de sólidos totais do lodo acumulado foi maior no F2 que no F1, com 68.551,2 mg.L⁻¹ e 52.089,7 mg.L⁻¹, respectivamente. O lodo acumulado no F1 apresentou 76% de umidade, enquanto que o F2, a umidade foi de 67%. Em relação ao teor de sólidos totais, o F1 apresentou 24%, enquanto que o F2 apresentou 33%. O aumento no teor

de sólidos do lodo acumulado no filtro indica a ocorrência do processo de desaguamento.

O F2, que recebeu a menor taxa de lodo, foi o que apresentou maior concentração de sólidos no lodo acumulado, e por consequência, melhor desaguamento. Além disso, o lodo acumulado no F2 apresentou maior quantidade de fendas que o lodo acumulado no F1, o que indicou que o F2 estava em um estágio mais avançado de estabilização que o F1.

A macrófita *Z. bonariensis* se mostrou apta a suportar períodos com pouca água no leito, além de tolerar a elevada carga orgânica do lodo, em ambos os filtros.

As macrófitas no F1 apresentaram altura máxima no mês de outubro de 2,0 m, enquanto as macrófitas do F2, o valor máximo observado foi de 1,86 m.

A elevada densidade das macrófitas nos filtros plantados foi benéfica, pois auxiliou no tratamento do lodo, acelerando as perdas de água, tanto pela infiltração como pela evapotranspiração. A última aferição da densidade (final de Julho) apontou número de indivíduos igual a 388 no F1 e 321 indivíduos no F2.

O teor de matéria orgânica nas macrófitas foi elevado (99,8% na Fase I e 98,2% na Fase III) em relação ao teor de cinza (matéria mineral).

A alimentação dos filtros com lodo permitiu um aumento na concentração de nitrogênio no tecido vegetal das macrófitas. No entanto, em relação às taxas, verifica-se que o F1 apresentou uma concentração de nitrogênio 30% maior que o F2.

Em virtude dos resultados obtidos, pode-se dizer que os filtros plantados com macrófitas podem ser considerados uma forma passiva de estabilização do lodo, uma vez que a transferência de oxigênio a partir da rizosfera das macrófitas, bem como o movimento das hastes das plantas possibilitaram a aeração da superfície do lodo. Juntamente com o processo de evapotranspiração, o qual permitiu maiores perdas de água do lodo, foi possível promover a estabilização biológica e mineralização inicial do lodo.

As análises estatísticas confirmaram que a utilização da taxa de 125 kgST.m⁻².ano⁻¹ (F2) permite um melhor desempenho do filtro que a taxa de 250 kgST.m⁻².ano⁻¹ (F1).

7.RECOMENDAÇÕES

A partir da operação, monitoramento e dos resultados obtidos durante o período de estudos com os filtros plantados com macrófitas para tratamento de lodo, algumas recomendações são sugeridas com vistas a trabalhos sequenciais:

Avaliar o comportamento dos filtros plantados com macrófitas no tratamento do lodo submetido às condições de chuva.

Estudar novas alternativas de retirada do lodo do interior do tanque séptico com vistas à redução de gastos energéticos para acionamento da bomba, visando sua aplicação em sistemas individuais ou descentralizados.

Instalar um sistema de tratamento primário, no tanque de armazenamento de lodo para remoção de materiais grosseiros como plásticos que muitas vezes ocasionavam entupimento das tubulações.

Avaliar o lodo acumulado no leito quanto à concentração de nutrientes e presença de microrganismos patogênicos, visando seu reuso agrícola.

Estudar alternativas tecnológicas para o tratamento do líquido percolado com vistas ao seu reaproveitamento.

Durante o período avaliado não foi realizada a poda das macrófitas, desta forma sugere-se maior estudo neste aspecto visando aumentar o aporte de nutrientes pelas plantas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas (1990). **Material filtrante - areia, antracito e pedregulho. NBR 11799**. Rio de Janeiro: ABNT. 7p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). **Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. NBR 7229**. Rio de Janeiro: ABNT. 15p.
- AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 192p.
- ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. 301p.
- ANDREOLI, C. V.; GARBOSSA, L. H. P; LUPATINI, G; PEGORINI, E. S. Wastewater sludge management: a Brazilian approach. In: **Wastewater Biosolids Sustainability**, 2007, Moncton, Moving Forward – Wastewater Biosolids Sustainability, 2007. p. 117-131.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F.. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 483p.
- APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 19. ed. Washington: APHA, 1998.
- BELLI FILHO, P.; SOARES, H. M.; MATIAS, W. G.; PINTO, R. O.; CASTILHO JUNIOR, A. B. . Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e de lodo de tanque séptico. In: VII Taller y simposio latino americano sobre digestion anaerobia, 2002, Mérida. VII taller y simposio latino americano sobre digestion anaerobia. **Anais...** México: IWA/FEMISCA, 2002. v. 1. p. 266-269.
- BIAŁOWIEC, A.; WONJNOWSKA-BARYŁA, I.; AGOPSOWICZ, M. The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant

- system with willow *Salix amygdalina* L. **Ecological Engineering** 30. p.356-361. 2007.
- BONNET, B. R. P; LARA, A. I.; DOMASZAK, S. C. Indicadores biológicos de qualidade sanitária do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P (coord.). **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. SAPENAR/PROSAB. 1998, p.11-26.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTE, J. E. W. A.. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1979. 764p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº375. Brasília, 2006. 32 p.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- CAPUTO, H. P. **Mecânica do solo e suas aplicações**: Fundamentos. 6. ed., V.1 Rio de Janeiro: LTC Editora, 1996, 234 p.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: reatores anaeróbios. Belo Horizonte - BR: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 246p. 2007.
- COFIE, O. O.; AGBOTTAH, S.; STRAUSS, M.; ESSEKU, H.; MONTANGERO, A.; AWUAH, E.; KONE, D. . Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. **Water Research**, 40, p.75-82, 2006.
- COOPER, P.; WILLOUGHBY, N.; COOPER, D. The use of reed-beds for sludge drying. In: **CIWEM/AquaEnviro Conference on Biossolids and Organic Residuals**, 7th. Wakefield, 2004. p. 85-89.
- COOPER, P.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRC plc. 1996.184p.
- COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Wat. Sci. Tech.**, v.51, n.9, p.81-90, 2005.
- DE MAESENEER, J. L. Constructed wetlands for sludge dewatering. **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n.º 5, p. 279-285, 1997.

EDWARDS, J.K.; GRAY, K. R.; COOPER, D. J.; BIBBLESTONE, A. J.; WILLOUGHBY, N. Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries. **Wat. Sci.Tech.**, 44 (11–12), 2001. p.551-558.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Nutrient reduction in domestic wastewater from individual residential homes**. Report. New Jersey, USA: NSF International, 2003. 102p.

ESTEVES, B. S. **Biomassa, produtividade primária e composição nutricional de *Thypha domingensis* Pers. na Lagoa do Campelo, RJ**. 2006. 82f. . Dissertação (Mestrado) – Centro de Biociências e Biotecnologia – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes, 2006.

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

FERNANDES, A. M.; KIRSHEN, P.; VOGEL, R. M. Optimal siting of regional fecal sludge treatment facilities: St. Elizabeth, Jamaica. **Journal of water resources planning and management**. DOI: 10.1061/ (ASCE)0733-9496(2008)134:1(55).p.55-63. Jan./Feb. 2008.

FERNÁNDEZ, R.G. INGALLINELLA, A. M.; SANGUINETTI, G. S.; BALLAN, G. E.; BORTOLOTTI, V.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Septage treatment using WSP. In: **International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds**, 9th. Avignon, France, 2001. 5p.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JÜRGENSEN, D. Produção e características dos biossólidos. In: ANDREOLI, C. V. **Uso manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro; PROSAB, Programa de pesquisa em Saneamento Básico, 1999. p.16-25.

FERREIRA, R. A. R.; NISHIYAMA, L. Uma revisão sobre a disposição controlada de lodo de esgoto no solo. In: Simpósio Regional de Geografia, 2. **Anais...** Uberlândia, 2003. 6p.

FERREIRA, T. F. **Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação da produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: uma macrófita aquática emergente, no sistema hidrológico do TAIM, RS**. 2005. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

- GIRARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. New York: Wiley Interscience, 2003, 177p.
- GOPAL, B.; MITSCH, W. The role of vegetation in creating and restoring wetlands – an international perspective. **Ecological Engineering**, 5, p.1-3. 1995.
- GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. Oxford: Oxford University Press, 1992. 828p.
- GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. Wetland vegetation. In: HAMMER, D. A. (ed). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, INC, 1989. p. 73-87.
- HAMERSLEY, M. R.; HOWES, B. L.; WHITE, D. S.; JOHNKE, S.; YOUNG, D.; PETERSON, S. B.; TEAL, J. M. Nitrogen balance and cycling in an ecologically engineered septage treatment system. **Ecological Engineering**, New Bedford, 18, p. 61-75. 2001.
- HAMMER, D. A. (ed). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, INC, 1989. 831 p.
- HARDEJ, M.; OZIMEK, T. The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. **Ecological Engineering**, Poland, 18, p. 343-350. 2002.
- HARRISON, E. Z.; MOFFE, M. Septage quality and its effect on field life for land applications. **Journal of the American Water Resources Association** (JAWRA) New York, 39 (1), p. 87-97, 2003.
- HEINSS, U.; KOOTTATEP, T. **Use of reed beds for faecal sludge dewatering**. A synopsis of reviewed literature. EAWAG – Swiss Federal Institute for Environmental Science & Technology. SANDEC – Dept. for Water and Sanitation in Developing Countries. Bangkok, Thailand. 15p. 1998.
- HEINSS, U.; LARMIE, S. A., STRAUSS, M., 1999. **Characteristics of faecal sludges and their solids–liquid separation**. EAWAG/SANDEC Unpublished Internal Report.
- HEINSS, U.; LARMIE, S. A.; STRAUSS, M. **Solids separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics - lessons learnt and recommendations for preliminary design**. 2^a ed. Duebendorf, EAWAG/SANDEC , 1998. 88p.

- HENRI-SILVA, G. G.; Camargo, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, V.24, n.1, p.21-28, 2006.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2002/IBGE**, Diretoria de Geociência. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Série estatística e série histórica**. Disponível em http://www.ibge.gov.br/series_estatisticas/subtema.php?idsubtema=104. Acesso dia 17 de novembro de 2008.
- IMHOFF; K.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo, 1986. 301 p.
- INGUNZA, M. D. P. D.; ANDRADE NETO, C. O.; ARAÚJO, A. L. C.; SOUZA, M. A. A.; MEDEIROS, S. A.; BORGES, N. B.; HARTMANN, C. M. Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (coord.) **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.41-75.
- JORDÃO, E. P.; ALÉM SOBRINHO, P. Lodo de fossas sépticas: uma análise crítica. In: ANDREOLI, C. V. (coord.) **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.375-383.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.
- KENGNE, I. M.; AKOA, A.; SOH, E. K.; TSAMA, V.; NGOUTANE, M. M.; DODANE, P. H.; KONÉ, D.. Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc and Chase and *Cyperus papyrus* L. **Ecological Engineering**, 34 (3), 2008. p. 233-242.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492p.
- KIM, B. J.; SMITH, E .D. Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 35, n.º 6, p. 21-28,1997.
- KLINGEL, F. **Nam Dinh urban development project – septage management study**. Nam Dinh City: EAWAG/SANDEC , 2001. 78p.

- KNIGHT, R. L.; PAYANE Jr., V. W. E.; BORER, R. E.; CLARKE Jr., R. A.; PRIES, J. H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecological Engineering**. 15, 41–55. 2000.
- KONÉ, D.; STRAUSS, M. Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance. In: **International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 9th**. Avignon, France, 2004. 7p.
- KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Sludges from on-site sanitation systems – low-cost treatment alternatives. In: **IWA Conference on Water & Wastewater Management for Developing Countries**, Kuala Lumpur, Malaysia. 2001. 10p.
- KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, T. K.; SURINKUL, N.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Constructed wetlands for septage treatment – towards effective faecal sludge management. In: **Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control**, 8th. Arusha, 2002. 17p.
- KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. Preliminary guidelines for design and operation of constructed wetlands treating septage. In: **International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment**. Thailand, EAWAG/SANDEC, 1999a. 4 p.
- KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. Results of the 2-year observations and lessons learnt from operating experience of the AIT constructed wetlands. In: **International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment**. Thailand, EAWAG/SANDEC, 1999b. 9 p.
- KOOTTATEP, T.; SURINKUL, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, A. S. M.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate- lessons learnt after seven years of operation. **Wat. Sci. Tech.** V. 51 (9), p. 199-126, 2004.
- KOPP, J.; DICHTL, N. Prediction of full-scale dewatering results by determining the water distribution of sewage sludges. In: **Wat. Sci. Tech.** Vol. 42, n.° 9, p. 141-149, 2000.

- KUFFOUR, A. R.; AWUAH, E. ANYEMEDU, F. O. K.; STRAUSS, M.; KONÉ, D.; COFIE, O. Effect of using different particle sizes of sand as filter media for dewatering faecal sludge. **Desalination**, 248, p. 308-314, 2009.
- LETTINGA, G.; LENS, P.; ZEEMAN, G. Environmental protection policies for sustainable development. In: LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **Decentralised sanitation and reuse**. Netherlands, 2001. p. 3-10.
- LUDUVICE, M. Processos de estabilização de lodos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p. 123-157.
- LUPATINI, G.; ANDREOLI, C. V.; CASTRO, R. A.; BORGES, N. B.; CAMPOS, J. R.; BARBOSA, A. J. S.; ARAÚJO, A. L. C.; ANDRADE NETO, C. O.; YAMADA, F.; COLTRO, D. Z. Tratamento de lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (coord.) **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.76-180.
- MACHADO JÚNIOR, A. R.; LAPOLLI, F. R.; RÉCIO, M. A. L.. Avaliação das características físico-químicas e biológicas dos resíduos de tanques sépticos coletados por caminhões limpa-fossas na cidade de Tubarão – SC. In: CONGRESSO INTERAMERICANO AIDIS, 31., 2008, Santiago. **Anais...** Santiago: AIDIS, CD-ROOM. 2008. 8p.
- MALINA, J. F.; POHLAND, F. G. **Desing of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal sewage**. Vol 7. Technomic Publishing Company, Lancaster – EUA, 1992 124p
- METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. New Delhi, India: McGraw-Hill Book Co, 1979, 1334 p.
- METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4. ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 2004, 1819 p.
- MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. **Faecal sludge treatment**. EAWAG: Suíça, 2002. 41p.
- MOORE, J. G. Jr. Sludge: what can be done with it? In: BORCHARDT, J. A. et al (org.). **Sludge and its ultimate disposal**. Michigan: Ann Arbor Science Publishers, 1981.p xi-xvii.

- NASSAR, A. M.; SMITH, M.; AFIFI, S. Sludge dewatering using the reed bed system in the Gaza Strip, Palestine. **Water and Environmental Journal**. Vol. 20, p. 27-34, 2006 .
- NIELSEN, S. Sludge drying reed beds. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 48, n.º 5, p. 101-109, 2003.
- NIELSEN, S. Sludge reed beds facilities – operation and problems. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 51, n.º 9, p. 99-107, 2005.
- NIELSEN, S. WILLOUGHBY, N. Sludge treatment and drying reed bed systems in Denmark. **Water and Environmental Journal**. Vol. 19, n.º 4, p. 296-295, 2007 .
- NOUMSI, I. M.; AKOA, A.; BEMMO, N.; STRAUSS, M.; TROESCH, S.; NTEP, F.; NJITAT, V. T.; PARE, M. N.; KONÉ, D. Potencial of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (LAM.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. In: **International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 10.**, 2006, Lisbon. p. 943-953.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK, H.; TUSZYNSKA, A.; SOBOCINSKI, Z. Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems. **Wat. Sci. Tech.**, v. 48. n.5, 2003. p.111-117.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo (SP): Cengage Learning. Tradução da 5ª ed. norte-americana. 2008, 612p.
- OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 2008. 112f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.
- PAING, J.; VOISIN, J. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater treatment in French rural area. In: **Wat. Sci. Tech.** Vol. 51, n.º 9, p. 145-155, 2005.
- PANUVATVANICH, A.; KOOTTATEP, T.; KONÉ, D. Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge. **Water Research**, 43, p. 2623-2630, 2009.
- PAULA JUNIOR, D. R.; MORAES, L. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; PONTES, P. P.; CASSINI, S. T.; GONÇALVES, R. F.; BELLI FILHO,

- P.; SOARES, H. M. Estabilização anaeróbia de lodo. In: CASSINI, S. T. (coord.) **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. 1. ed. Rio de Janeiro, 2003, v. 1, p. 53- 93.
- PEMPKOWIAK, J.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Long-term changes in sawage sludge stored in a reed bed. **The Science of the Total Environment**, 297, p.59-65. 2002.
- PEREIRA, J. A. R.; PIMENTEL, A. C.; SANTOS, A.; NAKAZATO, C. D.; MUNIZ, S. T. G. Gestão de lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (coord.) **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 283-326.
- PESSÔA, C. A.; JORDÃO, E. P. **Tratamento de esgotos domésticos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1982. 536p.
- PETERSON, S. B.; TEAL, J. M. The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems. **Ecological Engineering**. 6. p.137-148.1996.
- PHILIPPI, L. S. **Etude experimentale de dispositifs d'assainissement autonome: applications en conditions reelles**. 1992. 634f. Tese (Doutorado) – Unites de formation et de recherche pharmaceutiques. L'Universite de Montpellier I, France.
- PHILIPPI, L. S. Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 1993. Vol. 2, tomo I, p.633-642.
- PHILIPPI, L. S. Saneamento descentralizado: instrumento para o desenvolvimento sustentável. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SILUBESA, IX. 2000, Porto Seguro. **Anais...**Porto Seguro: ABES, 2000. p. 1833-1840.
- PHILIPPI, L. S.; MAGRI, M. E.; SUNTTI, C. **Desenvolvimento e avaliação de processos para o uso de fontes alternativas de água visando à sua conservação**. (Relatório final de pesquisa.) PROSAB, Edital 5 – Tema 5: conservação de água e energia. 2009. 41p.
- PINTO, R. O. **Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado**. 2006. 233f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

- PLATZER, C. Desing recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Wat. Sci.Tech.**, v. 40, n.3, 1999. p.257-263.
- POMPÊO, M. **As macrófitas aquáticas**. Universidade de São Paulo - USP. Portal de Ecologia - Ecologia aquática. Disponível em: < <http://ecologia.ib.usp.br/portal/>>. Acesso em: 22 de abril de 2009.
- PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with imulated domestic sewage. **Desalination**. 237. p. 367-377. 2009.
- PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Edital 1. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464p.
- RATIS, A. N. F. A.; ARAÚJO, A. L. C.; ANDRADE NETO, C. O. INGUNZA, M. D. P. D.; SANTOS, Y. T. C. Características dos resíduos esgotados de fossa quanto à matéria orgânica e patógenos. In: Congresso Interamericano AIDIS, 31., 2008, Santiago. **Anais...** Santiago: AIDIS, CD-ROOM. 2008. 8p.
- ROCHA, C.; SANT’ANNA, F. S. P. Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba, Joinville, SC. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. **Anais...** ABES, Campo Grande, 2005.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado da Saúde. Diretoria de Vigilância Epidemiológica. **Destino de esgoto por municípios e regionais de saúde, segundo SIAB** – Sistema de Informação da Atenção Básica e CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. Relatório, 2005. 16p.
- SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.
- SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-planta. In: Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, XXVI. CD Room. **Anais ...** Lima, Peru: AIDIS, 1998. 9p.
- SILVA, M. O. S. A. da. **Análises físico-químicas para construção de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo (SP): CETESB, 1977.

- SILVA, S. M. C. P. et al. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p.69-121.
- SMIT, R. J.; KANG, J. Impact of septic tank sludge on municipal wastewater. In: BORCHARDT, J. A. et al (org.). **Sludge and its ultimate disposal**. Michigan: Ann Arbor Science Publishers, 1981.p 63-82.
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2006**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2007. 232p.
- SOKAL, R. R; ROLF, F. J.. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd ed. New York: W. H. Freeman, 1995. 887p.
- STEFANAKIS, A. I.; AKARATOS, C. S.; MELIDIS, P.; TSIHRINTZIS, V. A. Surplus activated sludge dewatering in pilot-scale sludge drying reed beds. **Journal of Hazardous Materials**, 172, p.1122-1130, 2009.
- STRAUSS, M.; MONTANGERO, A. **Capacity building for effective decentralised wastewater management. FS management – Review of practices, problems and initiatives**. EAWAG/SANDEC 2002. 73p.
- TACHINI, M.; BELLI FILHO, P. PINHEIRO, Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf- um estudo de caso. **Sanare**. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, v.24, n.24, p.70-78. 2006.
- TANNER, C. C.; D EUGENIO, J.; MCBRIDE, G. B.; SUKIAS, J. P. S.; THOMPSON, K. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. **Ecological Engineering** 12 (1–2), p. 67–92. 1999.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J . **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2ª ed. Porto Alegre: UFRGS- Departamento de Solos, 1995. 174p.
- UGGETTI, E.; LLORENS, E.; PEDESCOLL, A.; FERRER, I.; GARCÍA, J.. Sludge dewatering and mineralization in two full-scale drying reed beds in Catalonia, Spain. **Bioresource Technology** 100, 2009a. p. 3882-3890.

- UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS, E.; GARCÍA, J. Sludge treatment wetlands: A review on the state of art. **Bioresource Technology**. 2009. doi:10.1016. 2009b. 8p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US. EPA. **Septic system fact sheet**. Decentralized wastewater program. Washington, EPA 832-F-08-057, Oct. 2008. Disponível em: < <http://www.epa.gov>>. Acesso em: 20 nov. 2009.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US. EPA. **Guide to septage treatment and disposal**. Washington, D.C. EPA 625/R-94-002, 1994.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US. EPA. **Decentralized systems technology fact sheet – septage treatment/disposal**. Washington, D.C. EPA 932/F-99/068, 1999.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US. EPA. **Decentralized systems technology fact sheet – septage treatment/disposal**. Washington, D.C. EPA 932/F-99/068, 1999. Disponível em: < <http://www.epa.gov>>. Acesso em: 15 jan. 2008.
- VALENTIN, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto**: contribuições para concepção e operação. 233f. 2003. Tese de Doutorado – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2003.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA. G. **Anaerobic sewage treatment**: a practical guide for region with hot climate. John Wiley and Sons, 222p. 1994.
- VOGEL, A. I. **Análise Inorgânica Qualitativa**. 4. Ed. Rio de Janeiro, RJ: Editora Guanabara, 1981. 690p.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V.1 – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG 1996. 243p
- VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p.17-67.
- VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht:

- Springer Science + Business Media B.V, 2008. Chapter 2. 81 p. (Environmental Pollution, 14).
- WANG, R.; KORBOULEWSKY, N.; PRUDENT, P.; BALDY, V.; BONIN, G. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing plant species. **Ecological Engineering**. 35. 2009. p.230-237.
- WANG, R.; KORBOULEWSKY, N.; PRUDENT, P.; DOMEIZEL, M.; ROLANDO, C.; BONIN, G. Feasibility of using an organic substrate in a wetland system treating sewage sludge: impact of plants species. **Bioresource Technology**. 101. 2010. p.51-57.
- WENYING, Y.; GUANGSHENG, Z.; DAOCAI, C.; QIJN, H.; LI, Z. Evapotranspiration of *Phragmites communis* community in Panjin wetland and its control factors. **Acta Ecologica Sinica**. v.28(9) p. 4594-4601. 2008.
- YUBO, C.; TIEHENG, S.; LIHUI, Z.; TINGLIANG, J.; LIPING, Z. Performance of wastewater sludge ecological stabilization. **Journal of Environmental Sciences**, Changchun, n. 20, p. 385-389, 2008.