

Silvana Cristina Käfer

TRATAMENTO DE LODO ANAERÓBIO EM *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS OPERADOS EM ALTA TAXA E COM A
RECIRCULAÇÃO DE LÍQUIDO PERCOLADO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de mestre em Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr.
Coorientadora: Prof^ª. Maria Elisa Magri, Dr^ª.

Florianópolis
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Käfer , Silvana Cristina

Tratamento de lodo anaeróbio em wetlands construídos operados em alta taxa e com a recirculação de líquido percolado / Silvana Cristina Käfer ; orientador, Luiz Sérgio Philippi ; coorientadora, Maria Elisa Magri. - Florianópolis, SC, 2015.

143 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Wetlands construídos. 3. Lodo de Tanque Séptico. 4. Desaguamento e Recirculação. 5. Estabilização e Reúso do lodo. I. Philippi, Luiz Sérgio. II. Magri, Maria Elisa. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Silvana Cristina Käfer

TRATAMENTO DE LODO ANAERÓBIO EM *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS OPERADOS EM ALTA TAXA E COM A
RECIRCULAÇÃO DE LÍQUIDO PERCOLADO

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, 24 de Março de 2015.

Prof. William Gerson Matias, Dr.
Coordenador do PPGEA

Banca Examinadora:

Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof.^ª Maria Eliza Nagel Hassemer Dr.^a
UFSC

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
UFSC

Prof.^a Paula Loureiro Paulo, Dr.^a
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul
UFMS

Ao meu porto seguro:

*Meus pais, José e Neusa,
Meu noivo Paulo e
Meu irmão Sérgio,
com muito amor.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e a Nossa Senhora Aparecida por terem me guiado e protegido durante todo esse tempo de idas e vindas, aos meus queridos pais, a meu noivo e a meu irmão Sérgio e a minha cunhada Nina, **por tudo**.

A ideia de fazer este mestrado surgiu através do estímulo de uma pessoa muito especial em minha vida: Prof^ª Carla Suntti. Agradeço-a eternamente por ter me influenciado a procurar novos desafios e por toda atenção, carinho e amizade.

Agradeço imensamente aos meus orientadores Maria Elisa Magri e Luiz Sérgio Philippi por terem confiado este estudo a mim, pela troca de conhecimento, pela dedicação e amizade. Tenho vocês como exemplo de persistência e de amor pelo que fazem. À Tuti, por todo o apoio técnico em campo e em laboratório e por toda a sua experiência (de trabalho e de vida) comigo compartilhada. À EPAGRI e aos gentis colaboradores do CETRE por todo o apoio prestado.

Aos professores e membros da banca de defesa, Dr^a. Paula Loureiro Paulo, Dr^a. Maria Eliza Nagel Hassemer e Dr. Flávio Rubens Lapolli, por contribuírem com este trabalho com suas valiosas sugestões.

À turma de amigos do GESAD que conviveu comigo durante esse tempo todo, trocando experiências profissionais e de vida: Prof. Pablo, Catiane, Giovanna, Victória, Richard, **em especial para minhas futuras comadres Camila e Mayara, por tudo**. Aos demais amigos e amigas dessa jornada que tornaram meus dias muito mais felizes. Isso inclui o pessoal do GESAD e também a Camila Teles, Henrique, Tonon, Naiara e André. E como não mencionar a minha querida amiga Blankita.

Aos caros colegas do curso de mestrado. Aos professores e a todos os colaboradores do departamento. E ao CNPq pela bolsa de estudos concedida.

A todos e a todas que direta ou indiretamente me auxiliaram ou de alguma forma contribuíram para a conclusão deste trabalho. Aqui deixo um forte abraço e meu eterno agradecimento.

MUITO, MUITO, MUITO OBRIGADA.



¹ Disponível em: <http://habitatdabiologia.blogspot.com.br>

RESUMO

Com o objetivo de avaliar a eficiência dos *wetlands* construídos para o tratamento de lodo (WCL) foi realizada a operação e monitoramento de um experimento com dois *wetlands* piloto: um plantado com *Cyperus papyrus* (WP) e outro com *Typha domingensis* (WT). O tratamento foi baseado nos processos de desaguamento e estabilização de lodo proveniente de um tanque séptico. Os WCL foram operados com a aplicação de alta taxa de alimentação, intercalada com a recirculação do líquido percolado na própria unidade. A operação e monitoramento foram divididos em duas fases. Na Fase 1 (Outubro a Dezembro/2013) foram avaliadas as características físico-químicas do lodo do tanque séptico, do líquido percolado 1 (LP₁) de cada *wetland*, bem como do líquido percolado 2 (proveniente da recirculação do LP₁). Na Fase 2 (Janeiro a Novembro/2014), a alimentação dos WCL foi cessada e o lodo acumulado permaneceu em repouso durante onze meses. Amostras do lodo acumulado foram coletadas e foram analisados parâmetros físico-químicos, microbiológicos e seu potencial agrônômico (este último ao final da Fase 2). De acordo com os resultados o teor de água do lodo foi reduzido, em média, 80% durante o desaguamento na Fase 1. Entre os parâmetros monitorados no LP₁ destacam-se a remoção de 99% da carga de DQO e sólidos e de 96 e 97% da carga de amônia em WT e WP, respectivamente. Quanto à recirculação, WT e WP alcançaram, em média, 71 e 33% de remoção de água no LP₁, e ainda tiveram um bom percentual de redução da carga poluidora, destacando-se 80% de remoção da carga de DQO e fósforo e 72% de remoção da carga de amônia em WT. Em WP houve remoção de 64% da carga de fósforo e de 31% na carga de amônia. Verificou-se que a maior redução das frações voláteis se deu durante o desaguamento do lodo (22% em média), enquanto nos onze meses de repouso houve redução de apenas 5 e 9% para WT e WP. As concentrações de compostos inorgânicos no lodo acumulado foram pequenas e estavam bem abaixo do limite máximo permitido pela Resolução CONAMA 375/2006. Houve, também, uma redução significativa quanto aos indicadores/patógenos, sendo que *Salmonella* e Adenovírus estavam ausentes em todas as amostras, e a concentração de *E.coli* foi $< 10^2$ NMP. g⁻¹. O teor de matéria orgânica encontrado no lodo acumulado foi de 17%, superior ao que preconiza a Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Nº 25 de 2009. O teor de nitrogênio total encontrado no lodo acumulado no final do experimento foi quase o triplo do que o mínimo recomendado pela Instrução. Os teores de NPK

do lodo acumulado foram de 1,83/1,25/0,02%. Os WCL associados às condições climáticas locais proporcionaram, portanto, um tratamento efetivo do lodo e de seus subprodutos.

Palavras-chave: Lodo anaeróbio; Tanque séptico; *Wetlands* construídos; Alta taxa; Desaguamento; Recirculação; Estabilização.

ABSTRACT

In order to evaluate the efficiency of constructed wetlands for sludge treatment (WCL) two pilot wetlands were operated: one with *Cyperus papyrus* (WP) and the other with *Typha domingensis* (WT). The treatment was based on dewatering and stabilizing the sludge from a septic tank. The WCL were operated at high feeding rate, alternating with recirculation of the leachate liquid. The operation and monitoring of the system was divided in two phases. In Phase 1 (from October to December/2013) the physicochemical characteristics of the sludge from the septic tank, the leachate liquid (LP₁) of each wetland, and the leachate liquid 2 (from the recirculation of LP₁) were evaluated. In Phase 2 (from January to November/2014), the feeding of the WCL was stopped and the accumulated sludge was at a standstill for eleven months. Samples of the accumulated sludge were collected and analyzed for physical, chemical, and microbiological parameters as well as for the agronomic potential (the latter at the end of Phase 2). The results showed that the sludge water content was reduced by around 80% during the dewatering in Phase 1. Among the monitored parameters in LP₁, the removal of 99% for COD and solids loads; and of 96 and 97% for ammonia load in WT and WP, respectively, can be highlighted. Regarding the recirculation, the average water removal in LP₁ reached 71 and 33% for WT and WP, respectively. Furthermore, the systems were able to reduce the polluting load, with removal of 80% for COD and phosphorus, and of 72% for ammonia in WT. In WP 64% of the phosphorus load and 31% of the ammonia load were removed. It was found that further reduction of volatile fractions occurred during sludge dewatering (22% on average); while during the eleven months of standstill period the reduction was only of 5 and 9% for WT and WP, respectively. The concentrations of inorganic compounds in the accumulated sludge were small and below the maximum values permitted by the Resolution 375/2006 of CONAMA. A significant reduction of pathogens was also observed. Salmonella and Adenovirus were absent in all samples, and the concentration of E. coli was of <10² NMP.g⁻¹. The organic matter content found in the accumulated sludge was of 17%. This value is higher than the limit permitted by the *Ministry of Agriculture Normative Instruction, Livestock, and Food Supply* n° 25/2009. The total nitrogen content found in the accumulated sludge at the end of the experiment was almost the triple than the minimum recommended by the aforementioned Instruction. NPK rates of the accumulated sludge were 1.83 / 1.25 / 0.02%. The WCL associated to

local climatic conditions were, therefore, an effective treatment of sludge and its by-products.

Keywords: Anaerobic Sludge; Septic tank; Constructed wetlands; High rate; Dewatering; Recirculation; Stabilization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Proporção de domicílios com e sem acesso à rede coletora de esgoto em área urbana no Brasil em 2012.	32
Figura 2 - Representação esquemática do funcionamento de um modelo de tanque séptico com destaque para o lodo digerido acumulado no sistema.	34
Figura 3 - Esquema de wetland construído para o tratamento de lodo de esgoto.....	43
Figura 4 - Imagens (a e b) da zona de raiz de <i>Typha latifolia</i> , tomada a partir de um sistema de wetlands construídos durante o mês da primavera (fase de crescimento), sob clima mediterrânico (norte da Grécia).	48
Figura 5 - Localização do Centro de Treinamento da Epagri (CETRE), no bairro Itacorubi – Florianópolis/SC.	65
Figura 6 - Sistema Experimental (SE) instalado no CETRE.	66
Figura 7 - Esquema do sistema experimental (SE) e do fluxo de tratamento do lodo séptico.	67
Figura 8 - Unidade Experimental (UE) – Pilotos: WP (WCL com <i>C. Papyrus</i>) e WT (WCL com <i>Typha</i>).....	68
Figura 9 - Esquema da composição dos WCL utilizados neste estudo.	70
Figura 10 - Representação do Ciclo de Alimentação da UE.	71
Figura 11 - Regime hidráulico e funcionamento do ciclo de alimentação.....	72
Figura 12 - Imagem no lodo acumulado na superfície dos WCL (A) e imagem da coleta de amostra de lodo acumulado com o trado (B).....	79
Figura 13 - Taxa de aplicação hidráulica por ciclo de alimentação.	87
Figura 14 - Precipitação pluviométrica acumulada e temperaturas média, mínima e máxima por ciclo de alimentação durante a Fase 1.	88
Figura 15 - Volume de água aplicado nos WCL (lodo + chuva) e volume coletado nos WCL após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias e as temperaturas médias (T média) para o período de desaguamento do lodo (primeira semana de cada ciclo).	90
Figura 16 - Eficiência em porcentagem dos WCL no desaguamento do lodo após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias.....	91
Figura 17 - Gráfico box plot com as médias, médias \pm erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , avaliadas nos LP ₁	98
Figura 18 - Gráfico box plot com as médias, médias \pm erro padrão (EP), médias \pm desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das	

concentrações de ST, STF e STV, avaliadas no lodo de alimentação (A) e nos LP ₁ (B).	99
Figura 19 - Gráfico box plot com as médias, médias ± erro padrão (EP), médias ± desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de DQO, avaliadas no lodo de alimentação (A) nos LP ₁ (B).	101
Figura 20 - Percentual de redução de líquido percolado após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias.	104
Figura 21 - Gráfico box plot com as médias, médias mais erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de DQO, avaliadas nos LP ₁ e nos LP ₂ de WT e WP. ..	108
Figura 22 - Gráfico box plot com as médias, médias mais erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ , avaliadas nos LP ₁ e nos LP ₂ de WT e WP.	109
Figura 23 - Gráfico box plot com as médias, médias mais erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de P-PO ₄ ³⁻ , avaliadas nos LP ₁ e nos LP ₂ de WT e WP.	110
Figura 24 - Temperaturas médias e precipitação pluviométrica ocorridas durante o monitoramento da Fase 2.	112
Figura 25 - Teor de Sólidos Totais (ST) durante os meses de repouso do lodo acumulado na superfície do WT e WP.	117
Figura 26 - Teor de Sólidos Voláteis (SV) durante os meses de repouso do lodo acumulado na superfície do WT e WP.	119
Figura 27 - Relação entre Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV:ST) durante os meses de repouso do lodo acumulado na superfície do WT e WP.	120

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Produção de lodo de esgoto anual per capita em sistemas de tratamento aeróbios e anaeróbios com destaque para o tanque séptico.	36
Quadro 2 - Caracterização de resíduos de tanque séptico (TS) no Brasil e no mundo.	38
Quadro 3 - Principais características dos processos de desaguamento de lodo.	41
Quadro 4 - Número de wetlands construídos para o tratamento de lodo de esgoto, área superficial, tipo de lodo e taxa de alimentação em alguns dos diferentes estudos sobre WCL.	46
Quadro 5 - Lodos de esgoto ou produto derivado - substâncias inorgânicas.	59
Quadro 6 - Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos.	59
Quadro 7 - Parâmetros mínimos que devem ser garantidos para uso de fertilizantes orgânicos mistos e compostos na agricultura de acordo com cada classe.	61
Quadro 8 - Parâmetros mínimos de macronutrientes secundários e/ou micronutrientes para aplicação no solo.	62
Quadro 9 - Tolerância para teores garantidos/declarados para macronutrientes e micronutrientes para fertilizantes para fertirrigação foliar, hidroponia e para semente, segundo a IN MAPA N° 25/2009. ..	63
Quadro 10 - Condições operacionais da pesquisa durante as Fases 1 e 2.	70
Quadro 11 - Parâmetros e metodologias analíticas para realização de análises físico-químicas e microbiológicas na Fase 1.	77
Quadro 12 - Série de análises realizadas para caracterização do lodo acumulado após o processo de tratamento.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do material filtrante utilizado na UE.....	69
Tabela 2 - Concentrações mínimas, médias e máximas e desvios padrão (DP) dos parâmetros analisados no lodo de alimentação.....	84
Tabela 3 - Balanço hídrico do desaguamento do lodo após tempo de detenção hidráulica de sete dias.	89
Tabela 4 - Dados de radiação e resultados do cálculo de evapotranspiração durante o desaguamento do lodo de alimentação (primeira semana de cada ciclo).....	92
Tabela 5 - Dados da altura da camada de lodo acumulado e resultados da quantidade de lodo e de água nela retida.	94
Tabela 6 - Valores médios de volume aplicado, coletado, perdido por evapotranspiração e retido nos WCL durante o desaguamento do lodo nos sete ciclos de alimentação.....	95
Tabela 7 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) dos parâmetros físico-químicos observados no lodo de alimentação e no líquido percolado (LP ₁) do WT /WP e eficiência dos WCL na remoção de concentração de poluentes.....	96
Tabela 8 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) dos parâmetros físico-químicos observados no lodo de alimentação e no líquido percolado (LP ₁) do WT/WP e eficiência dos WCL na remoção de carga poluente.	96
Tabela 9 - Desaguamento do LP ₁ (efluente recirculado) após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias.	103
Tabela 10 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) do Líquido percolado 1 (LP ₁ recirculado) e do LP ₂ do WT e do WP e eficiência dos WCL na recirculação quanto a redução na concentração de poluentes.....	106
Tabela 11 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) do Líquido percolado 1(LP ₁ recirculado) e do LP ₂ do WT e do WP e eficiência dos WCL na recirculação quanto a redução de carga poluente.....	106
Tabela 12 - Caracterização do lodo em WT em termos de Umidade (U), Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV), SV:ST, pH, Carbono orgânico total (COT), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio amoniacal total (N-NH ₃), Nitrogênio nítrico (N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻).....	115
Tabela 13 - Caracterização do lodo em WP em termos de Umidade (U), Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV), SV:ST, pH, Carbono orgânico total (COT), Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio amoniacal total (N-NH ₃), Nitrogênio nítrico (N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻).....	116
Tabela 14 - Caracterização do lodo acumulado após tratamento e valores padrão da resolução CONAMA 375/2006.....	123

Tabela 15 - Concentrações de microrganismos no lodo acumulado após tratamento, e concentrações máximas permitidas pela resolução CONAMA 375/2006.....	124
Tabela 16 - Caracterização do lodo acumulado após 11 meses de repouso no WT e teores mínimos exigidos pela Instrução Normativa do MAPA para fertilizantes orgânicos derivados de despejos sanitários classe D (sólidos).	126

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
Ca total	Cálcio total
CETRE	Centro de Treinamento da Epagri
CH ₄	Gás metano
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cont.	Continuação
COT	Carbono orgânico total
CT	Coliformes Totais
CTer	Coliformes Termotolerantes
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
Cu	Coefficiente de uniformidade
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio – leitura em 5 dias
D ₁₀ e D ₆₀	Diâmetros efetivos correspondentes a 10 e 60%
DP	Desvio Padrão da média
EP	Erro Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E.coli</i>	<i>Echerichia Coli</i>
<i>E. faecalis</i>	<i>Enterococcus faecalis</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de S
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
GESAD	Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
H ₂ S	Gás sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
K total	Potássio Total
K ₂ O	Óxido de Potássio

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS (Cont.).

LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
LP ₁	Líquido Percolado no desaguamento do lodo
LP ₂	Líquido Percolado após recirculação
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
mM	Mili molar
N ₂	Gás nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
n.a	Não aplicável
n.r	Não realizado
NaOH	Hidróxido de sódio
NBR	Norma Brasileira
NMP	Número Mais Provável
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal não ionizado
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio Nitrato
NO	Óxido de nitrogênio
Norg	Nitrogênio Orgânico
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
OMS	Organização Mundial da Saúde
P ₂ O ₅	Pentóxido de Fósforo
P-PO ₄ ⁻³	Fósforo ortofosfato dissolvido reativo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNAD	Programa Nacional por Amostra de Domicílios
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
P total	Fósforo total
S total	Enxofre total
SE	Sistema Experimental
SS	Sólidos Suspensos

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS (Cont.).

ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
SV:ST	Relação de Sólidos Voláteis pelos Sólidos Totais
TA	Tanque de Armazenamento de lodo
TS	Tanque Séptico
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNESC	Universidade do Extremo Sul Catarinense
EU	Unidade Experimental
UFF	Unidade Formadora de Foco
UFP	Unidade Formadora de Placa
USEPA	<i>Environmental Protection Agency – US</i>
WCL	<i>Wetlands</i> construídos
WP	<i>Wetlands</i> construídos – <i>Papyrus</i>
WT	<i>Wetlands</i> construídos – <i>Typha</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>
®	Marca registrada

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	27
1.1 OBJETIVOS	29
1.1.1 Objetivo Geral	29
1.1.2 Objetivos Específicos.....	29
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	31
2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO.....	31
2.1.1 Sistemas <i>on site</i> - Tanque séptico.....	33
2.1.1.1 Lodo de esgoto.....	35
2.1.1.2 Lodo de tanque séptico.....	35
2.2 GESTÃO E TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO	39
2.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO	42
2.3.1 Conceito e funcionamento	42
2.3.2 Histórico	44
2.3.3 Componentes e características construtivas.....	45
2.3.4 Macrófitas	48
2.3.5 Parâmetros de projeto e operacionais.....	51
2.3.6 Características dos principais subprodutos gerados: líquido percolado e lodo acumulado	53
2.3.6.1 Líquido percolado	54
2.3.6.2 Lodo acumulado.....	55
2.4 ASPECTOS LEGAIS RELATIVOS À DISPOSIÇÃO FINAL OU REÚSO DE LODO DE ESGOTO.....	58
3 METODOLOGIA	65
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	65
3.2 CONDIÇÕES OPERACIONAIS	70
3.2.1 Condições operacionais - Fase 1	71
3.2.2 Monitoramento analítico - Fase 1.....	76
3.2.3 Condições operacionais – Fase 2.....	78
3.2.4 Monitoramento analítico – Fase 2	78
3.3 PARÂMETROS METEOROLÓGICOS	81
3.4 DESAGUAMENTO - BALANÇO HÍDRICO.....	81
4 RESULTADOS.....	83
4.1 FASE 1.....	83
4.1.1 Características do lodo e taxa de alimentação	83

4.1.1.1 Características do lodo de alimentação	83
4.1.1.2 Taxa de aplicação superficial em termos de ST e de aplicação hidráulica	86
4.1.2 Desaguamento do lodo – Balanço hídrico.....	87
4.1.3 Qualidade do Líquido Percolado 1 (LP₁).....	95
4.1.4 Recirculação do Líquido Percolado 1	102
4.1.5 Qualidade do Líquido Percolado 2 (LP₂).....	105
4.2 FASE 2.....	111
4.2.1 Considerações gerais sobre o acúmulo de lodo e aspectos climáticos.....	111
4.2.2 Características físico químicas do lodo acumulado.....	114
4.2.3 Estabilização do lodo acumulado	118
4.3 ASPECTOS LEGAIS RELATIVOS À DISPOSIÇÃO FINAL OU USO AGRÍCOLA DO LODO ACUMULADO.....	122
4.3.1 Parâmetros máximos segundo a Resolução CONAMA 375/2006	122
4.3.2 Parâmetros mínimos segundo a IN MAPA 25/2009	125
5 CONCLUSÃO	129
REFERÊNCIAS	131
ANEXO – Tabela para cálculo da Evapotranspiração	143

1 INTRODUÇÃO

A gestão do lodo de esgoto não é um assunto relativamente novo, no entanto, está em pleno desenvolvimento e ganhando cada vez mais reconhecimento a nível global. O gerenciamento de lodo de sistemas de tratamento de efluentes e sua disposição final são questões complexas considerando os aspectos técnicos, econômicos, ambientais e de saúde pública que estão envolvidos.

O Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, especialmente através do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD tem acompanhado toda essa questão e vem realizando pesquisas ao longo dos últimos anos com o objetivo de encontrar soluções passíveis de serem aplicadas em sistemas de tratamento de esgoto descentralizados, a fim de encontrar possíveis alternativas de tratamento de lodo mais sustentáveis. Entretanto, o foco no tratamento com o intuito de reutilizar o lodo de tanques sépticos, que são uma solução de saneamento *on site* ou, *in loco*, empregada em muitos países do mundo, é relativamente recente e ainda carece de pesquisas mais aprofundadas.

Tanques sépticos têm sido usados desde o século XIX como soluções de tratamento de esgoto *in loco* e coletivas. O lodo desses sistemas deve ser tratado e eliminado de forma adequada, devido às altas concentrações de matéria orgânica não estabilizada e organismos patogênicos nele presentes (BELLI *et al.*, 2004). A correção dessas características do lodo antes de sua destinação final é realizada através de processos de estabilização, em que se procura reduzir o número de patógenos, odores ofensivos e o potencial de putrefação. Diversas alternativas têm sido buscadas para o tratamento do lodo (ANDREOLI, 2001), porém, o manuseio e emprego de lodo de maneira inadequada podem comprometer o meio ambiente e expor homens e animais a agentes patogênicos e, conseqüentemente, a problemas de saúde ambiental e pública.

O uso agrícola do lodo de esgoto quando bem gerenciado promove melhorias no sistema solo-planta, uma vez que contém grande quantidade de matéria orgânica e disponibilidade de alguns macro e micronutrientes que são normalmente descartados com as excretas humanas. Cabe salientar que iniciativas de reúso das excretas humanas são fortemente reconhecidas e/ou estimuladas pelo saneamento focado em recursos, onde a ciclagem de nutrientes como alternativa para promover a segurança alimentar e hídrica e, conseqüentemente, a manutenção da saúde humana e ambiental, está cada vez mais em

evidência (MAGRI, 2013).

Dentre os macronutrientes disponíveis no lodo de esgoto que podem ser aproveitados, destaca-se o nitrogênio, porém, para que este se torne disponível às plantas, é necessário que seja mineralizado.

Neste contexto, cresce a necessidade do estudo de novas tecnologias aplicadas ao tratamento de lodo que visam não apenas o desaguamento, mas a redução do volume de efluente gerado, a sua estabilização e também a mineralização da matéria carbonácea e nitrogenada, e que venham a possibilitar o reúso seguro do lodo de esgoto. Dentre as novas alternativas para o tratamento de lodo que se enquadram nessas características e que vem sendo estudadas nos últimos anos, destacam-se os *wetlands* construídos, conhecidos internacionalmente para este fim como “*sludge treatment wetlands*” ou “*sludge reed beds*”.

Wetlands construídos para o tratamento de lodo (WCL) são sistemas permitem a acumulação de lodo com uma vida útil de vários anos e uma baixa necessidade de área, reduzindo os custos de manutenção, transporte e descarte do lodo (SUNTTI *et al.*, 2011).

São uma tecnologia que tem sido usada em diversos países desde o final de 1980, no entanto, o número de unidades em operação ainda é muito baixo em comparação com tecnologias convencionais (UGGETTI *et al.*, 2010). No Brasil, além de sistemas piloto implantados para pesquisa, existem alguns sistemas operando em escala real implantados por empresas de iniciativa privada.

A maioria dos estudos realizados em WCL trazem elementos que auxiliam o entendimento do processo de desaguamento e estabilização de lodo com variação de características construtivas e operacionais e utilização de diferentes plantas. No entanto, justifica-se uma pesquisa para determinar se em *wetlands* construídos para o tratamento de lodo com área e estrutura construída reduzidas, operados com alta taxa de alimentação ($300 \text{ Kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e associados às condições de clima subtropical, consegue-se um tratamento efetivo com vistas ao desaguamento e reúso do lodo, o que reflete na diminuição dos custos, uma das principais condicionantes para tornar a tecnologia acessível a todos. É necessário, também, compreender melhor os processos que poderiam aumentar a qualidade do líquido percolado nesses sistemas de tratamento de lodo de esgoto - um aspecto que tem sido pouco estudado e que pode levar à otimização desta tecnologia.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar o desempenho de *wetlands* construídos empregados no tratamento de lodo anaeróbio operados em alta taxa de alimentação e com a recirculação do efluente produzido durante o desaguamento.

1.1.2 Objetivos Específicos

- ❖ Analisar quali-quantitativamente o desaguamento de lodo de Tanque Séptico em *wetlands* construídos operados em alta taxa;
- ❖ Avaliar a recirculação do líquido percolado gerado como alternativa de pós-tratamento para o mesmo;
- ❖ Monitorar o processo de estabilização do lodo acumulado quando cessada a alimentação dos *wetlands*;
- ❖ Caracterizar o lodo acumulado no intuito de avaliar a sua potencialidade de reúso agrícola.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO

A implantação de um sistema de tratamento de esgotos tem por objetivo reduzir a concentração dos principais poluentes presentes nas águas residuárias com o propósito de não alterar a qualidade do corpo d'água ao esgotá-las. A escolha do tratamento ideal depende das condições mínimas estabelecidas (sejam elas ambientais, econômicas ou sociais), que remetem na adoção de sistemas centralizados ou descentralizados.

O tratamento centralizado consiste na implantação de extensas redes coletoras e Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) de grande porte, que dispõe e reutiliza ou não os subprodutos gerados longe do ponto de origem (USEPA, 2004). Salienta-se, de acordo com Libralato, Ghirardini e Avezzu (2012), que cerca de 80 a 90% dos custos de capital de implantação do sistema centralizado estão relacionados com a rede coletora.

Os sistemas de tratamento descentralizados possuem exigências diferentes daquelas de sistemas centralizados, a citar o baixo custo de implantação e operação, manutenção simplificada, funcionamento robusto e boa eficiência. Os arranjos tecnológicos que compreendem um sistema de tratamento descentralizado incluem sistemas tipo *on site*.

Os sistemas *on site* são caracterizados pela coleta, transporte, tratamento, destinação ou reutilização de águas residuárias provenientes de uma única residência ou edifício (USEPA, 2004). São alguns exemplos de sistemas *on site* as latrinas, fossas rudimentares, tanques sépticos, sanitários secos, além de outras tecnologias que evoluíram desses sistemas.

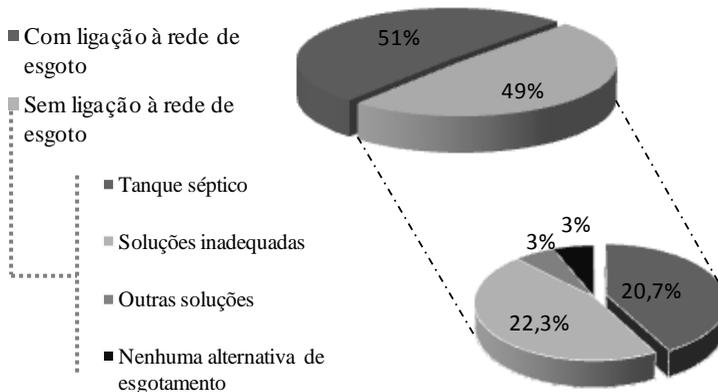
Cabe destacar que é uma percepção comum que tecnologias *on site* sirvam apenas comunidades rurais, mas na realidade, cerca de um bilhão de instalações *on site* em todo o mundo estão em áreas urbanas (WHO; UNICEF, 2014).

Um dos grandes desafios da atualidade está relacionado à implantação de tecnologias sustentáveis e de baixo custo para coleta e tratamento de esgoto, principalmente em países em vias de desenvolvimento, onde serviços de coleta e tratamento de esgoto são, na maioria das vezes, insuficientes.

Na Figura 1 estão apresentados os valores percentuais da proporção de domicílios com e sem acesso à rede coletora em área urbana no Brasil, de acordo com o levantamento realizado em 2012 pela

Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) divulgada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012).

Figura 1 - Proporção de domicílios com e sem acesso à rede coletora de esgoto em área urbana no Brasil em 2012.



Fonte: Adaptado de IBGE (2012).

O levantamento do PNAD mostra que 65% dos domicílios brasileiros têm acesso à rede coletora de esgoto, entretanto, apenas 51% destes possuem coleta de esgoto ligada à rede geral. Entre os moradores que não têm acesso à rede de esgoto, 20,7% têm tanque séptico sem ligação à rede. Outros 22,3% dos domicílios possuem soluções inadequadas (destes 16,6% são atendidos por fossa rudimentar) e 3% usam outro tipo artesanal de esgotamento em escala descentralizada. Já 3% do total não possuem nenhuma alternativa para esgotamento sanitário.

Garantir a sustentabilidade ambiental é muito mais difícil quando se fala em acesso aos serviços de saneamento básico em regiões remotas e nas zonas rurais, de acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2014). Nas zonas rurais, apenas 5,2% dos domicílios estão ligados à rede de coleta de esgotos e 28,3% utilizam tanque séptico ligado ou não à rede como solução para o tratamento do esgoto. Os demais domicílios depositam os dejetos em fossas rudimentares (45,3%), possuem outras soluções (7,7%) ou lançam em cursos d'água ou diretamente no solo a céu aberto (13,6%) (IBGE, 2012).

Outro aspecto refere-se às periferias das grandes cidades, o que constitui, igualmente, grande preocupação, pois a expansão e o desenvolvimento de grandes sistemas de coleta e tratamento de esgoto não acompanham o ritmo da rápida expansão urbana, típica em países em desenvolvimento. Em áreas urbanas, dependendo do local e das condições, o custo de tecnologias *on site* para o tratamento de esgoto é cinco vezes menor se comparado às soluções com sistemas de tratamento centralizadas convencionais (DODANE *et al.*, 2012).

Salienta-se, porém, que as tecnologias *on site* podem representar opções viáveis e mais acessíveis, mas apenas se toda a cadeia de serviço (incluindo a coleta, transporte, tratamento e utilização final ou eliminação do lodo), for gerenciada de forma adequada.

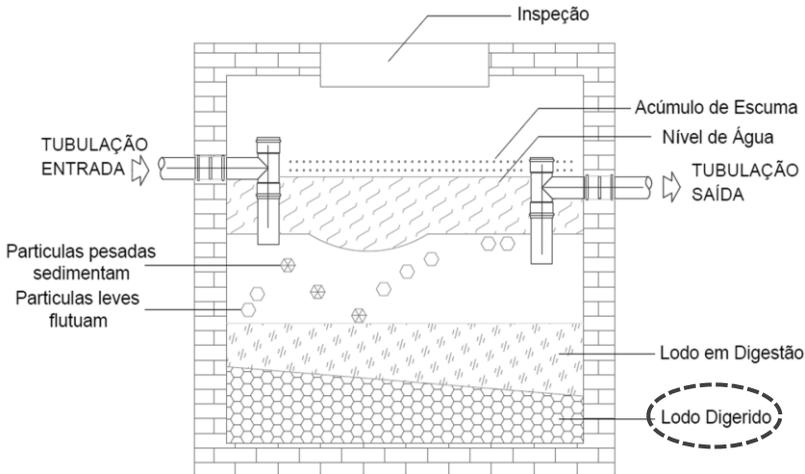
2.1.1 Sistemas *on site* - Tanque séptico

O tanque séptico (TS) (Figura 2) é o mais antigo e conhecido sistema descentralizado de tratamento primário de esgoto. Por sua simplicidade construtiva e operacional, é o sistema *on site* normatizado mais utilizado em áreas não servidas de rede de esgoto (IBGE, 2012). É utilizado tanto em países em desenvolvimento como em países desenvolvidos.

A NBR 7229/93 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1993) define tanque séptico como “uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão anaeróbia”. É dimensionado em função do número de contribuintes e da contribuição diária de cada pessoa, o que varia em função de aspectos culturais, econômicos e sociais. Esta norma fixa as condições para projeto, construção e operação de sistemas do tipo tanque séptico, incluindo tratamento e disposição de efluentes e do lodo sedimentado, pois estes, na maioria das vezes, não possuem qualidade para serem dispostos no meio ambiente, ambos necessitando de pós-tratamento.

A NBR 13969/1997 normatiza as alternativas para tratamento complementar de tanques sépticos, e abrange sistemas como: filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, valas de filtração e filtros de areia, lodo ativado por batelada e lagoa com plantas aquáticas (ABNT, 1997).

Figura 2 - Representação esquemática do funcionamento de um modelo de tanque séptico com destaque para o lodo digerido acumulado no sistema.



Fonte: Adaptado de ABNT-NBR – 7229/93.

De acordo com Andrade Neto *et al.* (1999), o uso do tanque séptico se destaca entre os sistemas de tratamento de esgoto por ser uma tecnologia descentralizada, que não necessita de grandes redes de coleta para posterior tratamento, sendo esta uma de suas principais vantagens, além de sua elevada aplicabilidade estar associada a fatores construtivos e operacionais com o custo relativamente baixo e simplicidade operacional. Conforme ABNT 7229 (1993), o tempo de detenção hidráulica dos despejos nos tanques sépticos varia de 12 a 24h para contribuições diárias de até 1500 L e mais de 9000 L de esgoto respectivamente.

A eficiência do tanque séptico depende de vários fatores, entre eles: a configuração do reator, o tempo de detenção hidráulica, a temperatura, a remoção do lodo e as condições operacionais.

O tanque séptico tem o objetivo de reter os sólidos contidos nos esgotos através da decantação, propiciar a decomposição dos sólidos orgânicos decantados e acumular temporariamente os resíduos, que terão o volume reduzido através do processo de digestão anaeróbia e serão removidos no período determinado (HARTMAN *et al.*, 2009). Entretanto, destaca-se que apesar da decomposição dos compostos orgânicos do esgoto, o resíduo acumulado no tanque séptico, chamado de lodo, mantém ainda muitos organismos patogênicos, que podem

causar problemas à saúde humana (VON SPERLING, 1996). Por isso, salienta-se que proporcionar um acesso adequado a instalações sanitárias não termina quando as tecnologias *on site* são construídas. A promoção dessas tecnologias reduziu muito a defecação a céu aberto, mas sem soluções ou financiamento para manter a sua funcionalidade através da gestão do lodo gerado nesses sistemas, estes podem gerar impactos significativos na saúde humana e ambiental.

2.1.1.1 Lodo de esgoto

Cada método de tratamento aplicado a esgotos domésticos apresenta suas características. O lodo de esgoto é gerado em processos aeróbios e/ou anaeróbios e as quantidades produzidas variam conforme o sistema de tratamento. No Quadro 1 estão apresentadas as quantidades anuais de lodo produzidas por habitante em diferentes sistemas de tratamento, com destaque para a produção de lodo em tanques sépticos.

Ambos os tipos de lodo (aeróbio e anaeróbio) são caracterizados pelo alto teor de matéria orgânica e pelo baixo teor de sólidos totais (VINCENT *et al.*, 2011). Em geral, a concentração total de sólidos no lodo é de 1 a 3%, dependendo do processo de tratamento a que o esgoto é submetido (DE MAESENEER, 1997).

2.1.1.2 Lodo de tanque séptico

Durante o funcionamento do tanque séptico o material retido (proveniente da decantação e digestão) vai se acumulando e formando o lodo. O lodo de esgoto fresco, ou parcialmente digerido, é uma pasta semi-sólida resultante da coleta, armazenamento ou tratamento das combinações de excretas com ou sem água cinza (água de chuveiro, máquina de lavar roupas, etc.).

Conforme Philippi (2002) a taxa de acumulação de lodo ($L.pessoa.dia^{-1}$), o tempo de funcionamento, e o número de usuários, permitem avaliar a situação de digestão no interior do tanque séptico. O autor ainda afirma que valores de taxa de acumulação de lodo inferiores a $0,2 L.pessoa.dia^{-1}$ configuram um funcionamento hidráulico e biológico adequado.

De acordo com a NBR 7229/93, (ABNT, 1993), o intervalo de limpeza do tanque séptico deve ser igual ou superior a 1 ano. Philippi (2002) enfatiza que é necessário a permanência do lodo no interior do tanque no mínimo 2 anos. A Agência de Proteção Ambiental - *Environmental Protection Agency* (EPA) dos Estados Unidos, sugere

que o tempo de limpeza do tanque séptico seja a cada 3-5 anos (USEPA, 2002).

Quadro 1 - Produção de lodo de esgoto anual per capita em sistemas de tratamento aeróbios e anaeróbios com destaque para o tanque séptico.

Tipo de tratamento	Quantidade de lodo produzido (m³.hab⁻¹.ano⁻¹)
Lagoa facultativa primária	0,037
Lagoa facultativa	0,03 a 0,08
Lagoa anaeróbica – lagoa facultativa	0,01 a 0,04
Lagoa aerada facultativa	0,03 a 0,08
Lodos ativados convencionais	1,1 a 1,5
Lodos ativados (aeração prolongada)	0,7 a 1,2
Lodos ativados (fluxo intermitente)	0,7 a 1,5
Filtro biológico (baixa carga)	0,4 a 0,6
Filtro biológico (alta carga)	1,1 a 1,5
Biodiscos	0,7 a 0,1
Reator anaeróbio com manta de lodo	0,07 a 0,1
Tanque séptico – filtro anaeróbio	0,07 a 0,1

Fonte: Adaptado de Andreoli, Von Sperling e Fernandes (1999).

Na remoção do lodo digerido, aproximadamente 10% de seu

volume deve ser deixado no interior do tanque, para que o esgoto afluyente, após a limpeza do tanque séptico, possa ser tratado mais rapidamente que na ausência dessa população de microrganismos remanescente (CASSINI, 2003).

Existe uma grande variabilidade no lodo séptico para a maior parte de seus constituintes (umidade, matéria orgânica, macro e micronutrientes e contaminantes químicos e biológicos), seja devido às condições sócio-econômicas das pessoas, o modo pela qual elas utilizam as instalações sanitárias, a fase de digestão que se encontra o lodo ou, até mesmo, a diluição do material sedimentado, que reflete da técnica de remoção do lodo do tanque e interfere nas características do lodo.

De acordo com Andreoli (2009), considerando a quantidade de usuários de tanques sépticos no país, a produção de lodo digerido anual é cerca de 7,2 milhões de m³, que resultaria em um volume muito mais elevado (em torno de 80.000 m³.d⁻¹) se considerado que o esgotamento é realizado, na maioria das vezes, retirando-se todo o conteúdo do tanque, e não somente a parcela digerida.

Ingunza *et al.* (2009) evidenciaram que os resíduos esgotados pelos caminhões limpa fossa são muito mais concentrados que esgotos sanitários porém, não chegam a ter características semelhantes às de lodo de sistemas de tratamento de esgoto. Para elucidar sobre alguns dos parâmetros que conferem carga poluidora ao lodo de tanque séptico, no Quadro 2 está apresentado uma caracterização deste resíduo no Brasil e no mundo.

A indefinição de alternativas técnicas para gestão do lodo gerado em tanques sépticos compromete parte dos benefícios potenciais da remoção de carga orgânica do esgoto promovida por estes, pois quando da limpeza do tanque séptico, na maioria das vezes, o lodo é destinado inadequadamente (ANDREOLI; POMPEO, 2009).

A disposição inadequada e insalubre de lodo séptico no meio ambiente implica diretamente na contaminação do solo e dos recursos hídricos. Dentro desse contexto, Belli *et al.* (2004) ressaltam que a gestão do lodo gerado no tanque séptico deve ser realizada com o objetivo de evitar potenciais riscos à saúde ambiental e, por consequência, à saúde pública. Este potencial poluidor, além de interferir na qualidade do solo e das águas, favorece a criação de locais adequados para proliferação de vetores e, assim, a disseminação de doenças (HARTMAN *et al.*, 2009).

Quadro 2 - Caracterização de resíduos de tanque séptico (TS) no Brasil e no mundo.

Tipo de lodo/Autor/Local	Parâmetros físico-químicos (mg. L⁻¹)					
Lodo de TS	ST	STV	DQO	DBO	NT	FT
BRASIL Ingunza <i>et al.</i> (2009)	40.747	23.289	35.748	3.206	254	341
BRASIL Magri <i>et al.</i> (2011)	18.018	7.923	14.403	-	-	-
BRASIL Suntti <i>et al.</i> (2011)	18.676	7.995	14.666	1.014	386	-
CANADA Gagnon <i>et al.</i> (2012)	28.500	20.500	6.800	-	1800	820
FRANÇA Philippi (1992)	36.570 - 46.400	25.810 - 31.570	2.502- 3.873	-	-	-
GHANA Cofie <i>et al.</i> (2006)	30.450	21.315	38.200	10.000	-	-
TAILÂNDIA Kootattep <i>et al.</i> (2001)	5.700 - 28.000	4.000 - 21.800	5.400 - 34.500	600 - 5.500	370 - 1.500	-
Lodo de caminhão “limpa fossa”	ST	STV	DQO	DBO	NT	FT
BRASIL Belli Filho <i>et al.</i> (2004)*	516 - 33.292	224 - 18.454	528 - 29.704	300 - 7.400	36 - 278	7,2 - 216
BRASIL Silva Júnior <i>et al.</i> (2013)	488 - 26.320	352 - 21.782	-	-	37,8 - 274,4	0,2 - 20,7

* Valores médios de 25 amostras de lodo de diferentes tanques sépticos.

2.2 GESTÃO E TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO

O gerenciamento de lodo de esgoto inclui o armazenamento, coleta, transporte, tratamento e utilização ou disposição final seguros do lodo, o qual é altamente variável na consistência, quantidade e concentração. A quantidade gerada de lodo cresce proporcionalmente ao aumento dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, que, por sua vez, deve acompanhar o crescimento populacional (SILVA *et al.*, 2001).

Em razão do número de estações de tratamento de esgotos no Brasil estarem aumentando consideravelmente devido à necessidade de atender as exigências ambientais, o tratamento de lodo destes sistemas vem ganhando cada vez mais expressão em resposta à crescente demanda pela disposição sanitariamente segura e com menos impacto ambiental possível desse resíduo.

Processos de desaguamento e estabilização foram desenvolvidos com o objetivo de reduzir o volume do lodo e estabilizar a matéria orgânica presente neste, reduzindo o risco de putrefação, bem como a diminuição da concentração de patógenos (LUDUVICE, 2001).

A água no lodo pode ser dividida em quatro classes distintas, de acordo com a facilidade de separação (VAN HAANDEL; LETINGA, 1994 apud VON SPERLING; GONÇALVES, 2001). Sendo elas:

- ❖ Água livre: pode ser removida por gravidade (adensamento ou flotação);
- ❖ Água adsorvida: pode ser removida por força mecânica ou pelo uso de floculante;
- ❖ Água capilar: mantém-se adsorvida à fase sólida por força capilar. Tem necessidade de uma força maior para separação;
- ❖ Água celular: é a parte da fase sólida e só pode ser removida através de uma mudança no estado de agregação da água (congelamento ou evaporação).

Os autores enfatizam também, que a umidade influi nas propriedades mecânicas do lodo. Esta relação se dá da seguinte forma:

- ❖ Umidade de 100 a 75%: lodo fluido;
- ❖ Umidade de 75 a 65%: torta semissólida;
- ❖ Umidade de 65 a 40%: sólido duro;
- ❖ Umidade de 40 a 15%: lodo em grânulos;
- ❖ Umidade de 15 a 0%: lodo desintegrado em pó fino.

A NBR 7229/93 apresenta as seguintes possibilidades para o tratamento de lodo: digestão anaeróbia, desidratação mecanizada ou natural, compostagem e estabilização química. Como alternativas de disposição final, apresenta a aplicação no campo, incineração e aterro sanitário (ABNT, 1993).

A gestão do lodo é altamente complexa e é responsável por 20 a 60% dos custos operacionais totais de uma estação de tratamento de esgotos (VON SPERLING; ANDREOLI, 2001). Uma melhor observação da complexidade dos variados sistemas de desaguamento de lodo de esgoto pode ser visualizada no Quadro 3.

Tendo em vista as características complexas e custos relativamente elevados dos processos de tratamento de lodo de esgoto convencionais, se faz necessário o estudo de tecnologias diferenciadas, segundo as peculiaridades e demandas da situação a ser enfrentada.

Houve um progresso substancial nas últimas décadas em relação ao tratamento e disposição final de lodo gerado em grandes ETE. Em contrapartida, o gerenciamento e tratamento de lodo de sistemas *on site* têm tido pouca atenção, ou seja, apesar do fato da necessidade de saneamento estar sendo satisfeita através de tecnologias *on site* para um grande número de pessoas, geralmente não há sistema de gestão em vigor para o lodo acumulado nesses sistemas.

De acordo com Lupatini *et al.* (2009), a literatura apresenta várias alternativas para o tratamento de lodo desses sistemas, pois, a exemplo de outros subprodutos do saneamento, o lodo séptico requer níveis de tratamento específicos que sejam compatíveis com as características das substâncias e materiais constituintes a serem removidos ou estabilizados. De acordo com Philippi (2011), o insucesso da gestão do lodo de esgoto incluem muitos fatores, tais como:

- ❖ Usuários não serem capazes de contratar serviços de coleta profissionais, seja pela falta de informação, pela falta de oferta do serviço ou pela falta de recursos financeiros;
- ❖ Coleta e transporte por operadoras de caminhões limpa-fossa não serem capazes de acessar ruas estreitas e caminhos que levam às residências;
- ❖ Operadoras não poderem pagar o transporte de lodo ao longo de grandes distâncias para instalações de tratamento e;
- ❖ A falta de locais licenciados para descarga e tratamento de lodo de esgoto, entre outros.

Quadro 3 - Principais características dos processos de desaguamento de lodo.

Características	Processos naturais		Processos mecanizados			
	Leito de secagem*	Lagoa de lodo	Centrífuga	Filtro a vácuo	Prensa desaguadora	Filtro prensa
Demanda de área	+++	+++	+	++	+	+
Custos de implantação	+	+	+++	++	++	++
Complexidade operacional	+	+	++	++	++	+++
Influência do clima	+++	+++	+	+	+	+
Sensibilidade à qualidade do lodo	+	+	+++	++	++	++
Produtos químicos	-	-	+++	+++	+++	+++
Complexidade de remoção do lodo	++	+++	+	+	+	+
Teor de ST na torta	+++	++	++	+	++	+++
Odores e vetores	++	+++	+	+	+	+
Ruídos e vibrações	-	-	+++	++	++	++
- Nenhum + Pouco, reduzido ++ Intermediário +++ Grande, elevado, muito * Ciclo de desaguamento de 30 dias						

Fonte: Adaptado de Gonçalves, Ludovice e Von Sperling (2001).

A solução para superar esses problemas e projetar uma gestão de lodo eficiente e sustentável requer um nível de abordagem de sistemas que abranjam todas as etapas de gestão, que incorpore tecnologia, organização e planejamento. Nesse contexto, conforme assinalam Magri *et al.* (2011), há a necessidade do desenvolvimento de novas alternativas de sistemas para o gerenciamento de lodo de esgotos sanitários, como sistemas descentralizados eficientes, visando o reúso e, sobretudo, passíveis de serem implantadas em situações diversas. Uma alternativa que vem se destacando para o tratamento de lodo são os *wetlands* construídos. Estes sistemas, em termos de desidratação de lodo, são capazes de atingir eficiências semelhantes às das tecnologias convencionais de tratamento (leitos de secagem, centrifugação ou filtro prensa), mas de maneira mais sustentável (UGGETTI *et al.*, 2011a).

2.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO

Segundo Kengne *et al.* (2008), os WCL constituem-se em uma alternativa tecnológica interessante para tratamento do lodo de esgoto, pois proporcionam a redução do volume de água presente no lodo (desaguamento), permitem a sua estabilização e não requerem a remoção periódica do lodo acumulado em sua superfície. Os WCL são, portanto, sistemas muito robustos e com uma vida útil longa, sendo considerados, ainda, como sistemas de tratamentos ecológicos, onde há necessidade de baixa manutenção, baixo consumo de energia e baixo custo operacional (TOMENKO *et al.*, 2007).

2.3.1 Conceito e funcionamento

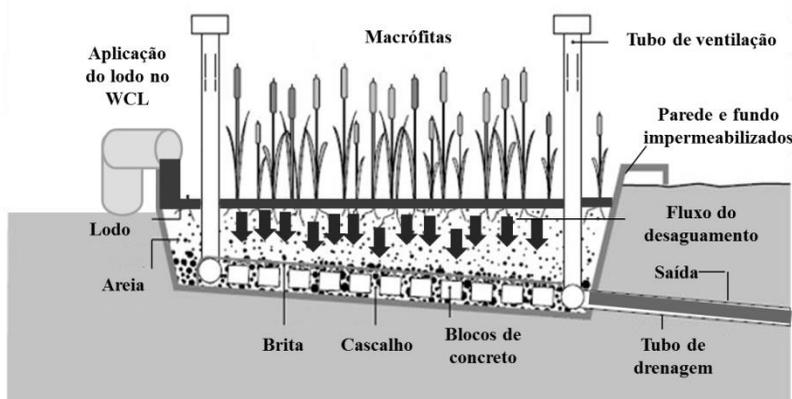
Os WCL (Figura 3) consistem em tanques rasos com um meio filtrante (pedras, brita e areia ou outro meio granular), com macrófitas emergentes plantadas em sua superfície (UGGETTI *et al.*, 2011a). Trata-se de um tipo de filtro vertical que exerce a função de reduzir o volume de lodo por desaguamento e também o teor de matéria orgânica através da estabilização (VINCENT, *et al.*, 2012). Ressalta-se que para o desaguamento de lodo a configuração do WCL é de fluxo vertical. Sendo que para o desaguamento de esgoto a configuração do WCL pode ser vertical, horizontal ou, ainda, híbrida (vertical seguido de horizontal).

A operação dos WCL para o tratamento de lodo é baseada na aplicação de lodo em sua superfície onde o lodo passa por um processo

de separação da fase sólida e líquida por gravidade (desaguamento) (UGGETTI *et al.*, 2011a). No processo é gerado um subproduto líquido, denominado de líquido percolado e um subproduto desidratado ou seco denominado lodo acumulado (SUNTTI *et al.*, 2011). Quando o lodo acumulado apresenta características que permitam o seu uso agrícola, este é denominado biossólido (VON SPERLING; ANDREOLI, 2001).

Nos WCL, o desaguamento do lodo ocorre em função do tratamento ser realizado em batelada (também chamado de ciclo de alimentação). Primeiramente é realizada a alimentação dos WCL com lodo e, no período subsequente, estes passam por um processo de repouso para desaguamento (NIELSEN, 2003).

Figura 3 - Esquema de *wetland* construído para o tratamento de lodo de esgoto.



Uma parte da água presente no lodo é rapidamente drenada por gravidade através do meio filtrante, o que ocasiona um aumento na concentração de sólidos acumulado na superfície do WCL. Concomitantemente ao processo de percolação, a água no lodo também é “perdida” por processos de evapotranspiração que ocorrem nos WCL (evaporação natural + transpiração das plantas) (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007).

Estudos realizados no norte da Grécia (clima temperado) revelam que a evapotranspiração em sistemas de WCL é responsável pela maior parte (58 a 84%) das perdas totais de água. Este fenômeno pode variar dependendo das características da unidade, por exemplo, a taxa de alimentação de lodo, clima, espécie de planta utilizada. Já o efluente

coletado após o tempo de detenção hidráulica estimado para o desaguamento do lodo corresponde de 13% a 41% das perdas totais de água, enquanto que 1 a 4% da água permanece na camada de lodo acumulado no WCL (STEFANAKIS; KOMILIS; TSIHRINTZIS, 2011a). Em suma, o balanço hídrico nos WCL se dá em função da variação entre a quantidade de efluente que entra no sistema, somada à água da chuva incidente sobre ele, e a quantidade de água que sai do sistema, somada às perdas de líquido por evapotranspiração (BORIN *et al.*, 2011).

Durante o desaguamento, um resíduo de lodo fica concentrado na superfície do WCL onde, depois de alguns dias sem alimentação (repouso), uma nova quantidade de lodo é aplicada, iniciando um novo ciclo de alimentação (MAGRI *et al.*, 2011). Segundo Nielsen *et al.* (2003), para o clima temperado, quando os WCL são alimentados a uma taxa de alimentação de até 150 Kg ST.m⁻².ano⁻¹, a altura da camada de lodo aumenta a uma taxa de cerca de 10 cm.ano⁻¹.

Em síntese, os WCL proporcionam uma redução no volume do lodo adicionado ao sistema e uma redução no teor de matéria orgânica, além de serem sistemas que apresentam baixo custo de implantação, operação e manutenção (MAGRI *et al.*, 2011).

2.3.2 Histórico

O tratamento de lodo utilizando WCL para o desaguamento e estabilização surgiu na Europa a mais de três décadas (UGGETTI *et al.*, 2012b). Entretanto, tem recebido maior atenção da comunidade científica nos últimos 15 anos (STEFANAKIS; KOMILIS; TSIHRINTZIS, 2011a). Atualmente, estes sistemas são utilizados com sucesso em diversas partes do mundo para o tratamento de lodo proveniente de reatores aeróbios e anaeróbios.

WCL podem ser projetados para uma ampla faixa de atendimento populacional. Segundo Uggetti *et al.* (2010), existem sistemas tratando o lodo de 400 a 1500 habitantes na Espanha e Polônia, até 30000 habitantes na Itália e 125000 habitantes na Dinamarca.

No Brasil, além de sistemas piloto implantados para pesquisa (entre eles SUNTTI, 2010; MAGRI *et al.*, 2011, FURTADO, 2012, SILVA JÚNIOR *et al.*, 2013) existem alguns sistemas operando em escala real implantados por empresas de iniciativa privada. No entanto, o projeto e operação da maior parte destes sistemas são empíricos, o que ressalta a necessidade de aprimoramento da tecnologia.

2.3.3 Componentes e características construtivas

Não existem critérios de concepção específicos para a forma dos WCL, embora estes tendam a ser retangulares, com uma relação de comprimento: largura variável, construídos em tanques de concreto ou em escavações no solo impermeabilizadas com geomembrana.

Na ausência de padrão de construção, na maioria dos casos, a área superficial dos WCL para o desaguamento de lodo de esgotos varia de 1,5 a 4 m².hab⁻¹ (DE MAESENEER, 1997). Porém, para resultados mais efetivos, tem-se utilizado como principal fator de dimensionamento, a determinação da área superficial requerida por meio da taxa de aplicação de lodo na superfície do WCL, expressa em Kg ST.m⁻².ano⁻¹ (UGGETTI *et al.*, 2010). No Quadro 4 estão apresentados o número de WCL, a área superficial e a taxa de aplicação de lodo adotada/estudada em diferentes pesquisas.

O valor mais comum para a profundidade total dos WCL é aproximadamente 2,4 m sendo, especificamente, 0,6 a 0,7 m de meio filtrante e, 1,5 a 1,6 m de borda livre para o acúmulo de lodo. A altura do WCL deve assegurar uma capacidade de acúmulo de, pelo menos, 1 m de lodo residual, para uma taxa máxima de acúmulo de aproximadamente 10 cm.ano⁻¹ e uma vida útil de operação de 8 a 10 anos consecutivos sem a remoção de lodo (NIELSEN, 2003).

Os *wetlands* construídos para o tratamento de lodo de esgoto possuem várias camadas de meio filtrante. De acordo com Gagnon *et al.* (2012), pedras com diâmetro efetivo de cerca de 5 cm na parte inferior ajudam a proteger os tubos de drenagem, já a brita com diâmetro efetivo de 2 a 10 mm e a areia com diâmetro efetivo 0,5 a 1 mm, assentadas nas camadas superiores, proporcionam uma filtração mecânica primária e servem de meio suporte para enraizamento das plantas. Quando o lodo acumulado é removido (isto é, no fim de cada ciclo), a camada de areia protege a camada de filtro principal, a qual não necessita ser substituída.

A camada de meio filtrante nos WCL (de baixo para cima) geralmente é composta por 15 a 45 cm de cascalho, 20 a 30 cm de brita e 10 a 15 cm de areia.

Quadro 4 - Número de *wetlands* construídos para o tratamento de lodo de esgoto, área superficial, tipo de lodo e taxa de alimentação em alguns dos diferentes estudos sobre WCL.

Local	Nº de WCL	Superfície de cada WCL (m ²)	Tipo de lodo	Taxa média de aplicação de lodo (Kg ST.m ⁻² . ano ⁻¹)	Referência
Brasil	2	4,3	Lodo de tanque séptico	125 e 250	Suntti <i>et al.</i> (2011)
	6	0,8		125 e 200	Magri <i>et al.</i> (2011)
	1	21,5	Lodo de tanque séptico + resíduo de fossa	35	Silva Júnior <i>et al.</i> (2013)
Canadá	16	0,6	Lodo de piscicultura	30	Gagnon <i>et al.</i> (2012)
Camarões	6	1	Lodo de tanque séptico	100, 200 e 300	Kengne <i>et al.</i> (2009)
Dinamarca	10	1.050	Lodo ativado	60	Nielsen e Willoughby (2007)
	8	400	Lodo ativado	60	Olsson <i>et al.</i> (2014)
Espanha	3, 6 e 7	66, 54 e 25	Lodo ativado	55, 51 e 125	Uggetti <i>et al.</i> (2009)
Estados Unidos	6	4,5	Lodo de aquicultura	30	Summerfelt <i>et al.</i> (1999)
França	10	2	Lodo de tanque séptico + lodo ativado	30 e 50	Vincent <i>et al.</i> (2011)
	6	2	Lodo de tanque séptico + lodo ativado	30, 50 e 70	Vincent <i>et al.</i> (2012)
	8	2	Lodo de tanque séptico + lodo ativado	30	Troesch <i>et al.</i> (2009)

Quadro 4 - Número de *wetlands* contruídos para o tratamento de lodo de esgoto, área superficial, tipo de lodo e taxa de alimentação em alguns dos diferentes estudos sobre WCL (Cont.).

Local	Nº de WCL	Superfície de cada WCL (m ²)	Tipo de lodo	Taxa média de aplicação de lodo (Kg ST.m ⁻² .ano ⁻¹)	Referência
Grécia	2	0,53	Lodo ativado	30 e 75	Stefanakis <i>et al.</i> (2009)
	12	0,57	Lodo ativado	30, 60, 75	Stefanakis, Komilis e Tsihrintzis (2011a, b) e (2012)
Itália	5 e 11	75 e 120	Lodo ativado	3,16 e 2,32 m ³ .m ⁻² por aplicação	Peruzzi <i>et al.</i> (2009)
Palestina	1	200	Lodo de tanque séptico + lodo ativado	2,5 cm.dia ⁻¹	Nassar <i>et al.</i> (2009)
Polônia	36	3867-10500	Lodo ativado	232-870 t.ano ⁻¹	Kolecka e Obarska-Pempkowiak (2013)
Tailândia	3	25	Lodo de tanque séptico	80-500	Koottatep <i>et al.</i> (2001) Koottatep <i>et al.</i> (2005)

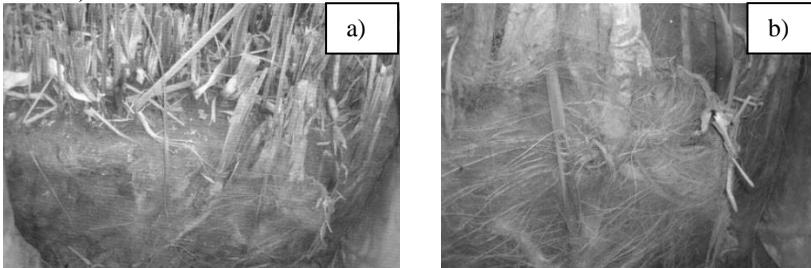
2.3.4 Macrófitas

As macrófitas são plantas encontradas em áreas úmidas, pântanos e brejos, e se distinguem pela sua capacidade de crescer quando parcialmente ou totalmente submersas em água.

As macrófitas emersas ou emergentes, quando nos WCL, exercem um papel substancial sobre inúmeros aspectos. Segundo Stottmeister *et al.* (2003), as reações físico-químicas e biológicas em WCL ocorrem na zona de raiz ou rizosfera, onde os processos são induzidos pela interação de plantas, microrganismos, meio filtrante e esgoto.

Além disso, os sistemas radiculares que se desenvolvem através do lodo acumulado e do meio filtrante (Figura 4), mantém a capilaridade no interior do perfil vertical, melhorando a circulação da água e evitando problemas de fluxo que podem ser prejudiciais ao tratamento do lodo (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007).

Figura 4 - Imagens (a e b) da zona de raiz de *Typha latifolia*, tomada a partir de um sistema de *wetlands* construídos durante o mês da primavera (fase de crescimento), sob clima mediterrânico (norte da Grécia).



Fonte: Adaptado de Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014).

Conforme enfatizam Uggetti *et al.* (2012a), a distribuição e redução na velocidade do escoamento da água pela presença das raízes e rizomas aumenta o tempo de contato entre a água e as raízes das plantas para absorção de nutrientes, além de auxiliar no processo de evapotranspiração.

A evapotranspiração (ET) em um sistema de WCL representa perdas de água através do solo e água da parte aérea das plantas. A ET é afetada pela radiação solar, pela velocidade do vento, e pela transferência de calor a partir do ar circundante. Em *wetlands* naturais e

também nos *wetlands* construídos, a ET é considerada como o principal mecanismo de remoção de água e como o parâmetro mais importante no equilíbrio hidrológico dos WCL. As perdas de água através de ET poderiam ser responsáveis por até 50% do volume de entrada em países da Europa Central (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

Em climas temperados, a evapotranspiração em algumas macrófitas emergentes, pode alcançar taxas de até 2,5 cm. dia⁻¹ em dias muito quentes (com temperaturas de aproximadamente 22 a 25°C para este tipo de clima) (DE MAESENEER, 1997). A taxa pode ser ainda maior em regiões tropicais e subtropicais, dependendo das condições climáticas, como a temperatura, velocidade do vento, irradiação solar e umidade relativa do ar.

No entanto, Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014) ressaltam que cálculos diretos dos coeficientes de evapotranspiração são mais difíceis em WCL, pois a taxa de ET depende de vários parâmetros tais como o tipo de vegetação, a densidade das plantas, as condições climáticas, entre outros. Segundo os mesmos autores, em geral, a quantificação real da taxa de ET em WCL ainda representa uma tarefa difícil, embora existam muitos estudos com resultados conflitantes. A complexidade dos sistemas de WCL é considerada como a principal razão para isso. Vários métodos foram desenvolvidos para calcular a ET em WCL, no entanto, na maioria dos estudos publicados, os valores de ET não são medidos ou mesmo levados em consideração, sendo assim, os dados de ET disponíveis ainda são limitados.

Além da atuação das plantas no desaguamento do lodo, elas também contribuem indiretamente para a mineralização aeróbia do mesmo por meio de suas hastes, o que, com o seu movimento (reforçado pelo vento), “quebram” a superfície do lodo acumulado proporcionando a aeração das camadas inferiores de lodo (BRIX, 1994). O que auxilia, juntamente com os tubos de ventilação, na circulação de ar na camada de meio filtrante, facilitando a entrada de O₂ e a saída de outros gases como metano (CH₄), gás carbônico (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e gás sulfídrico (H₂S) do sistema (UGGETTI *et al.*, 2010; STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012a; UGGETTI *et al.*, 2012c;).

Pouco se sabe ainda sobre as emissões de gases de efeito estufa a partir de tais sistemas. Na Dinamarca Olsson *et al.* (2014), monitoraram a emissão de gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄) com o objetivo de comparar as emissões antes e depois da alimentação com lodo em dois WCL com *Phragmites australis*, um com e outro sem controle de alimentação. Os autores verificaram que as diferenças nas emissões de gases entre os locais foram explicadas principalmente pelas diferenças

na disponibilidade de oxigênio no substrato. Como decorrência da sobrecarga e má gestão, um dos WCL não tinha vegetação e, por consequência, uma fraca capacidade de desidratação, o que resultou em condições anaeróbias que favoreceram emissão de CH₄.

Vymazal (2013) realizou uma pesquisa bibliográfica de 643 WCL com macrófitas para tratamento de efluentes de 43 diferentes países e registrou 150 espécies de plantas. Segundo o autor, *Phragmites australis* é a espécie mais frequente na Europa e Ásia, *Typha latifolia* na América do Norte, *Cyperus papyrus* na África, *Phragmites australis* e *Typha domingensis* na América do Sul/Central e *Scirpus validus* (*S. tabernaemontani*) na Oceania. O estudo revelou ainda que os gêneros de macrófitas mais comumente utilizados foram *Typha*, *Scirpus* (*Schoenoplectus*), *Phragmites*, *Juncus* e *Eleocharis*. Em termos de espécies, as mais utilizadas foram *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Juncus effusus*, *Scirpus lacustris*, *Scirpus californicus* e *Phalaris arundinacea*.

Nos WCL para tratamento de lodo, recomenda-se o uso de espécies mais resistentes. As plantas comumente utilizadas para o tratamento de lodo de esgoto são: *Phragmites australis* Hardej e Ozimek (2002); Nielsen e Willoughby (2007); Giraldi e Iannelli (2009); Peruzzi *et al.* (2009); Bianchi *et al.* (2011); Stefanakis, Komilis e Tsihrintzis (2011a); Korboulewsky *et al.* (2012); Uggetti *et al.* (2012a); Olsson *et al.*, 2014) e *Typha sp* e *Typha domingensis*, De Maeseneer (1997); Panuvatvanich *et al.* (2009); Magri *et al.* (2011); Stefanakis, Komilis e Tsihrintzis (2011a); Korboulewsky *et al.* (2012); Uggetti *et al.* (2012a). Em menor grau, também são estudadas *Echinochloa pyramidalis* Noumsi *et al.* (2006); Kengne *et al.* (2008-2009), *Cyperus papyrus* Noumsi *et al.*, 2006; Kengne *et al.* (2008-2009); Magri *et al.* (2011), *Iris pseudacorus* Korboulewsky *et al.* (2012), *Zizaniopsis bonariensis* Magri *et al.* (2011); Suntti *et al.* (2011) e *Vetiveria zizanioides* Silva Júnior *et al.* (2013).

No estudo realizado em Quebec, Canada, por Gagnon, *et al.* (2012), *Phragmites sp.* demonstrou maior eficiência na remoção de poluentes. Esta espécie de macrófita é umas das mais utilizadas nos sistemas de WCL para tratamento de lodo em grande escala pelo mundo, porém, segundo Vymazal e Kröpfelová (2008), é considerada invasora tendo seu uso restrito ou até mesmo proibido em determinadas regiões, como por exemplo, nos Estados Unidos e também na Austrália.

Destaca-se também o uso de *Typha sp*, a qual, segundo Gagnon *et al.* (2012) se compara com *Phragmites sp.* em eficiência na remoção de ST, SV e DQO. Segundo os mesmos autores, estas duas espécies de

macrófitas são muito adequadas para o tratamento de lodo em clima semi-continental.

Além dos atributos das plantas relacionados à eficiência no tratamento do lodo de esgoto, destaca-se também a valorização estética, pois é visualmente mais agradável do que um leito de secagem, por exemplo, evitando a exposição do lodo acumulado.

Typha sp tem sido amplamente utilizada em WCL, devido à sua alta taxa de evapotranspiração (UGGETTI *et al.*, 2012b). No entanto, Gagnon *et al.* (2012) enfatizam que este fato merece atenção, pois, devido à alta evapotranspiração destas plantas, o volume efluente de água torna-se baixo, o que pode elevar as concentrações de alguns poluentes na saída do sistema.

Magri *et al.* (2011), analisaram WCL com variação de taxas aplicadas (125 e 200 Kg ST.m⁻².ano⁻¹) e diferentes plantas (*Cyperus papyrus*, *Zizaniopsis bonariensis* e *Typha domingensis*) coincidente com os períodos do ano de temperaturas mais elevadas e de maior irradiação solar. Segundo os autores, *Typha domingensis* teve a maior perda de água em comparação com os demais WCL quando da aplicação da menor taxa e *Cyperus papyrus* foi a espécie que permitiu a menor perda de água em ambas as taxas de alimentação.

Em síntese, de acordo com De Maeseneer (1997) as macrófitas para serem utilizadas em WCL para o tratamento de lodo devem ter as seguintes características:

- ❖ Rápido crescimento em condições diversas;
- ❖ Alta capacidade de transpiração;
- ❖ Tolerância a diferentes níveis de água e as condições de seca;
- ❖ Tolerância a valores extremos de pH e salinidade;
- ❖ Sistema de rizoma e raiz crescente e profundo;
- ❖ Capacidade de gerar novas raízes nos nós quando eles ficam contidos no lodo e;
- ❖ Prontamente disponível, nativas e não-invasivas.

2.3.5 Parâmetros de projeto e operacionais

Notadamente, o sucesso dos WCL depende das circunstâncias locais de implantação e operação. Embora essa tecnologia se destaque em termos de desidratação e estabilização de lodo e tenha vantagens relacionadas à baixa necessidade de energia e operação, estas características são muitas vezes contrabalanceadas por problemas operacionais, os quais consistem em lenta e/ou insuficiente desidratação,

falta de crescimento da vegetação, odor, e pobre mineralização do lodo. Isso ocorre pelo fato das regras gerais para a concepção, instalação e operação serem baseadas, na maioria dos casos, em experiências empíricas (DOMINIAK *et al.*, 2011).

Segundo Uggetti *et al.* (2010), os principais parâmetros necessários para o projeto e operação dos WCL são: taxa de aplicação superficial de lodo (normalmente expressa em Kg ST.m².ano⁻¹); tempo de detenção (dias); número de aplicações por ano; e período de repouso final antes da retirada do lodo.

Nielsen (2005) relata que a aplicação de altas taxas de alimentação de lodo pode dificultar o desaguamento do mesmo e, por isso, Koottatep *et al.* (2011) recomendam que a taxa de alimentação seja aumentada gradativamente até alcançar valores superiores, desde que o crescimento das plantas e o processo de desaguamento não sejam influenciados negativamente. Os mesmos autores recomendam que, em climas tropicais, a taxa de alimentação seja iniciada com 100 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ e aumentada gradativamente até alcançar valores de 150 Kg ST.m⁻².ano⁻¹, ou superiores.

Suntti *et al.* (2011), operaram dois *wetlands* construídos para o desaguamento de lodo de tanque séptico. A alimentação dos WCL iniciou com a aclimação das macrófitas com aplicação diária de esgoto de tanque séptico por um período de 75 dias. Após este período os WCL começaram a ser alimentados semanalmente com lodo (com aumento gradativo de volume) até atingir as taxas estipuladas para a pesquisa: 125 e 250 Kg ST.m⁻².ano⁻¹.

Na França, Vincent *et al.* (2012) utilizaram seis WCL em escala piloto, com 2 m² cada, que estavam em operação há mais de cinquenta meses em uma estação de tratamento de águas residuais. Os ciclos operacionais foram de 29 dias, caracterizados por 5 dias de alimentação e 24 dias de repouso. Metade do número dos pilotos foi alimentada com lodo oriundo de sistemas de tratamento de lodos ativados e a outra metade foi alimentada com lodo de tanque séptico. As taxas aplicadas testadas foram 30, 50, e 70 Kg de ST. m⁻². ano⁻¹ para ambos os lodos.

Para os países do Mediterrâneo Norte, Stefanakis, Komilis e Tsihrintzis (2011a), recomendam uma semana de carga e três semanas de repouso no inverno, e uma semana de carga e uma (para baixas taxas) ou duas (para uma maior taxa) semanas de repouso no verão.

Gagnon *et al.* (2012) consideraram relativamente baixa uma taxa de aplicação média de 16 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ e, relativamente alta, uma taxa média de 122 Kg ST.m⁻².ano⁻¹. Para Stefanakis e Tsihrintzis (2012a) baixa, média e alta taxa de alimentação foram consideradas como 30, 60

e 75 Kg ST.m⁻².ano⁻¹, respectivamente.

Para avaliar os efeitos da alimentação nas plantas, Kengne *et al.* (2008), na República de Camarões, estudaram WCL com *Echinochloa pyramidalis* e *Cyperus papyrus* sendo aplicadas taxas de 100, 200 e 300 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ por mais de seis meses em clima equatorial. Nas taxas de 300 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ os resultados não foram satisfatórios, sendo reportados problemas como a morte das plantas.

Koottatep *et al.* (2001) extrapolaram os limites dos WCL na Tailândia a procura de uma taxa limite de aplicação. Os autores aplicaram taxas de 80 a 500 Kg ST.m⁻².ano⁻¹, em WCL com *Typha augustifolia* com o melhor desempenho da planta obtido para a taxa de alimentação de 250 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ aplicada semanalmente em clima tropical.

A frequência de alimentação deve diminuir com a altura da camada de lodo. Desta forma, em regiões de clima mediterrânico e temperado, os sistemas com uma camada de lodo de 20 cm, 40 cm e 80 cm (correspondentes a aproximadamente 2, 4 e 8 anos de funcionamento), devem ser alimentados a cada 2,5, 10 e 30-40 dias, respectivamente (UGGETTI *et al.*, 2009).

A frequência de alimentação é um fator chave na determinação da taxa de crescimento da camada de lodo e, por conseguinte, na duração dos ciclos de funcionamento.

A eficiência dos filtros plantados com macrófitas no tratamento de lodo de esgoto pode ser verificada pelo aumento da concentração de sólidos totais no lodo. De modo geral, as concentrações passam de 4-10% do lodo bruto efluente para 30-50% no lodo acumulado (UGGETTI *et al.*, 2009).

2.3.6 Características dos principais subprodutos gerados: líquido percolado e lodo acumulado

Os subprodutos oriundos do desaguamento do lodo vêm sendo estudados ao longo dos anos, principalmente o lodo acumulado, visando a avaliação de suas características para o aproveitamento agrícola (UGGETTI *et al.*, 2012a). Já o líquido percolado dos WCL, segundo Koottatep *et al.* (2001) e Suntti *et al.* (2011) na maioria das vezes não possui qualidade para lançamento direto em corpos hídricos receptores, necessitando de um pós-tratamento.

2.3.6.1 Líquido percolado

As concentrações de poluentes no líquido percolado são baixas na saída de sistemas de WCL, em comparação com as concentrações extremamente elevadas presentes no lodo (GAGNON *et al.*, 2012). Porém, de acordo com Kengne *et al.* (2013), o líquido percolado ainda é rico em nutrientes, matéria orgânica, e patógenos, necessitando tratamento adicional antes da descarga para o meio ambiente ou reutilização.

Uggetti *et al.* (2010) salientam que a qualidade do líquido percolado geralmente não é um problema para a desidratação de lodo de sistemas centralizados pois o líquido percolado é simplesmente bombeado de volta para a estação de tratamento de águas residuais, o que geralmente não ocorre em WCL implantados para o recebimento de lodo proveniente de vários sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. Portanto, deve-se limitar a descarga de poluentes para o ambiente circundante, pois, mesmo tendo uma taxa alta de remoção de poluentes o efluente tratado ainda pode provocar impactos negativos.

A maioria dos estudos demonstra a eficiência dos WCL quanto à qualidade do líquido percolado em relação à DQO, com valores relativamente baixos, próximos a 100 mg.L^{-1} . Entretanto, altas concentrações de nitrogênio, como na forma de nitrato, podem ser encontradas, variando de 30 a 200 mg.L^{-1}

Vincent *et al.* (2011), conseguiram remoções de 93% para ST, 90% para N-NH_4^+ e 91% para DQO com aplicação de lodo a uma taxa de $30 \text{ Kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e respectivamente 87, 82 e 82% com uma taxa de $50 \text{ Kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Estes valores foram obtidos em escala piloto (2 m^2) e sob clima temperado.

Koottatep *et al.* (2001), avaliaram três WCL operados com uma taxa de $250 \text{ Kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ de lodo de tanque séptico. Segundo os autores não foram verificadas diferenças significativas em relação à remoção de ST e DQO entre os tempos de detenção hidráulica (TDH) dos WCL (0, 2 e 6 dias). No entanto, a concentração de nitrato no líquido percolado variou de acordo com o TDH, atingindo 120, 53 e 20 mg.L^{-1} em 0, 2 e 6 dias respectivamente.

Esta variação segundo o tempo de detenção hidráulica do líquido percolado também foi verificada por Stefanakis e Tsihrintzis (2012a) e está diretamente relacionada aos processos de nitrificação e desnitrificação. Os autores observaram a redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal entre 67 e 90% nos primeiros dez minutos após a alimentação do WCL, acompanhada do decréscimo do pH e formação

de nitratos, indicando que a nitrificação ocorre exatamente após a alimentação. Os mesmos autores ainda relatam que as concentrações de ortofosfato no líquido percolado reduziram mais de 90% em dois dias.

Sistemas de pós-tratamento de líquido percolado de WCL usados para o tratamento de lodo de esgoto são pouco relatados na literatura. Cofie *et al.* (2006) recomendam o tratamento do líquido percolado em lagoas de estabilização ou em *wetlands* construídos. Estes últimos foram utilizados como pós-tratamento de líquido percolado do desaguamento de lodo de esgoto em experimentos na República dos Camarões (KENGNE *et al.*, 2013). O sistema centrou-se na utilização de *wetlands* construídos em série para o tratamento de lodo de esgoto e também do líquido percolado. Segundo os autores, estes sistemas dispostos em série são uma tecnologia promissora para a separação sólido-líquido de lodo de esgoto e o subsequente tratamento de líquido percolado. No mesmo estudo os *wetlands* foram alimentados com 50, 100 e 150 L.d⁻¹ de líquido percolado e foram eficazes na remoção média de 80% dos poluentes monitorados depois do pós-tratamento.

Enfatiza-se que normalmente, a eficiência do tratamento de lodo/águas residuais em WCL é calculada com base na concentração de poluentes na entrada e na saída, como em estações de tratamento convencionais, sem considerar a contribuição da evapotranspiração no balanço hídrico. Em um WCL onde a perda de água não é normalmente insignificante, o cálculo da eficiência de remoção de poluentes utilizando resultados de concentrações pode levar a erros significativos. Com a evapotranspiração, a concentração de compostos dissolvidos aumenta devido à redução do volume de água, por conseguinte, a eficiência de remoção calculada com e sem o equilíbrio de água não são as mesmas. Esta diferença é avaliada e discutida por Białowiec, Albuquerque e Randerson (2014).

2.3.6.2 Lodo acumulado

O lodo acumulado é a parte dos sólidos contida no lodo aplicado que é retida na superfície dos WCL após a alimentação do sistema. A altura do lodo acumulado aumenta conforme ocorrem os ciclos operacionais. Contudo, segundo Uggetti *et al.* (2009), devido a condições ambientais, a altura do lodo acumulado nos WCL varia dentro de ciclos anuais de operação, aumentando no inverno e diminuindo no verão. Segundo os autores, para o cálculo da taxa de aumento da altura do lodo acumulado deve ser necessário, pelo menos, considerar um ciclo anual completo.

Uggetti *et al.* (2009) aplicando uma taxa de $125 \text{ Kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ em WCL localizados na Catalunha, Espanha, constataram um acúmulo de lodo na superfície dos WCL de 33 cm.ano^{-1} . Os autores enfatizam que quando a camada de lodo se aproxima da altura máxima que o sistema foi projetado para comportar, a alimentação é interrompida durante um período de repouso final (1-2 meses a 1 ano), o que visa melhorar a secagem e estabilização do lodo (UGGETTI *et al.*, 2010).

O período de repouso final do lodo acumulado nos WCL pode permitir a redução da patogenicidade do material, entretanto, um tratamento adicional focando a higienização pode ser necessário antes da aplicação irrestrita do produto em áreas agrícolas cultiváveis.

Segundo Andreoli *et al.* (2001), em lodos não estabilizados, a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV:ST) é entre 75 e 80%, já em lodos estabilizados esta faixa fica entre 60 e 65%. De acordo com a Resolução nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2006), para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,70 ou 70%.

Stefanakis, Komilis e Tsihrintzis (2011b) relatam que em clima temperado, os WCL são capazes de produzir um lodo estável, maduro e seco como produto final, quando utilizadas taxas de até $75 \text{ Kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, seguidas por uma fase de repouso de quatro meses. Os autores ainda realizaram uma comparação entre uma unidade com 2,5 anos de alimentação e seis meses de repouso, com outra com mais de dois anos de repouso, o que confirmou que, com uma fase de repouso prolongada, o lodo pode atingir níveis ainda mais elevados de estabilidade.

Imhoff (1966) *apud* Gonçalves, Ludovice e Von Sperling (2011), considera que, a partir das características finais do lodo acumulado, pode ser avaliado o nível de estabilização do lodo submetido à desidratação. Neste caso deve-se atentar para o tipo de fendas originadas na superfície da camada de lodo, conforme segue:

- ❖ Fendas escassas e finas: indicação de lodo bem digerido e com baixo teor de água;
- ❖ Fendas numerosas e de largura mediana: indicação de lodo digerido com elevado teor de água;
- ❖ Fendas em pequena quantidade e de grande largura: indicação de lodo mal digerido, pegajoso, requerendo longos períodos de tempo para secagem.

Os processos de mineralização do lodo acumulado levam à

liberação de substâncias inorgânicas como nutrientes, que são essenciais para plantas e microrganismos. O carbono representa a fonte de energia do processo, enquanto o nitrogênio é necessário para a reprodução das bactérias (síntese de proteína). O equilíbrio entre estes dois parâmetros garante a eficiência do processo (PINTO, 2001).

A relação C:N afeta diretamente a intensidade de decomposição da MO. Quando o resíduo possui relação C:N alta, ou seja, maior que 30 (30 unidades de carbono para uma de nitrogênio) há uma demanda microbiana de N inorgânico que retorna novamente o nitrogênio à condição orgânica (processo chamado de imobilização). Porém, se a relação C:N é baixa, menor que 20, ocorre a liberação do nitrogênio mineral (processo chamado de mineralização). Quando a relação C:N do resíduo se situa entre 20 e 30, têm-se um equilíbrio entre imobilização e mineralização (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O nitrogênio é o elemento de maior valor econômico no lodo, sendo também o elemento ao qual as culturas apresentam maior resposta. Encontra-se no lodo nas formas orgânicas (mineralizadas), como nitratos e amônio, e orgânica, constituindo moléculas de proteínas, aminoácidos, aminoaçúcares, amidos, associados a polímeros, etc. (ANDREOLI; PEGORINI; FERNANDES, 2001).

A nitrificação é o principal processo de transformação dos compostos nitrogenados nos sistemas aeróbios de tratamento de esgoto. Esse processo é realizado pelas bactérias autotróficas aeróbias, as quais utilizam o nitrogênio como fonte de energia. A nitrificação envolve diferentes microrganismos e ocorre em duas etapas: a primeira etapa é a nitrificação, que é a oxidação biológica da amônia a nitrito e envolve principalmente bactérias pertencentes ao grupo *Nitrossomonas*, *Nitrospira* e *Nitrosococcus*. A segunda etapa é a oxidação do nitrito a nitrato e as principais bactérias atuantes nesta etapa pertencem ao grupo *Nitrobacter*, *Nitrospira* e *Nitrococcus* (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Durante a etapa final da nitrificação ocorre a produção de nitrato (NO_3) que, em ambiente anóxico, e pela ação de alguns organismos (principalmente *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Paracoccus*) é reduzido a óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2) e, eventualmente, a N-amoniaco ($\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$) e, algumas vezes, óxido de nitrogênio (NO), os quais são voláteis (ANDREOLI; CARNEIRO, 2002). As macrófitas também desempenham funções de desnitrificação, por exemplo, como uma fonte de carbono e como locais de fixação para organismos desnitrificantes. Mas cabe destacar que nos WCL de fluxo vertical, a desnitrificação não ocorre tão facilmente, e as concentrações de nitrato

no efluente final podem ser bastante elevadas se este WCL não tiver um TDH favorável para as transformações.

Andreoli e Carneiro (2002), ainda enfatizam que o estudo da dinâmica da mineralização pode ser útil, a fim de evitar a disponibilização do nitrato no solo em quantidades excedentes à capacidade de absorção das plantas, visto que os íons nitrato são mais passíveis de serem lixiviados graças à baixa capacidade de retenção, podendo contaminar os lençóis freáticos ou, a contaminação de corpos receptores através do efluente gerado no processo de desaguentamento do lodo.

2.4 ASPECTOS LEGAIS RELATIVOS À DISPOSIÇÃO FINAL OU REÚSO DE LODO DE ESGOTO

No Brasil, as regulamentações para a disposição de lodo de esgoto no solo para uso agrícola são definidas pela Resolução nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2006). Esta resolução, além de definir critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo, também faz a classificação do mesmo de acordo com as concentrações máximas de agentes patogênicos permitidas em cada uma das classes. A classificação bem como os parâmetros máximos exigidos do lodo de esgoto e de produtos derivados, para o uso agrícola, devem respeitar os limites máximos de concentração especificadas nos Quadros 5 e 6. De acordo com a Resolução 375/2006 (BRASIL, 2006), para ser considerado apto para uso agrícola, o lodo de esgoto deve ser analisado sobre os seguintes aspectos:

- ❖ Potencial agronômico;
- ❖ Substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas;
- ❖ Indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos;
- ❖ Estabilidade.

Quadro 5 - Lodos de esgoto ou produto derivado - substâncias inorgânicas.

Substâncias Inorgânicas	Concentração Máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg.Kg⁻¹, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromo	1000
Mercurio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: Brasil (2006).

Enfatiza-se novamente que, de acordo com essa Resolução, para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 70%. Salienta-se que o órgão ambiental competente poderá solicitar, mediante motivação, outros ensaios e análises não listados nesta Resolução (BRASIL, 2006).

Quadro 6 - Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	Coliformes Termotolerantes < 10 ³ NMP. g ⁻¹ de ST Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo. g ⁻¹ de ST Salmonella ausência em 10 g de ST Vírus (entéricos/adenovírus) < 0,25 UFP ou UFF. g ⁻¹ de ST
B	Coliformes Termotolerantes < 10 ⁶ NMP. g ⁻¹ de ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos. g ⁻¹ de ST

ST: Sólidos Totais; NMP: Número Mais Provável; UFF: Unidade Formadora de Foco; UFP: Unidade Formadora de Placa.

Fonte: Brasil (2006).

A Resolução ainda enfatiza que somente será permitida a

aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado Classe A, e que fica proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens e cultivo de oleícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. A Resolução cita ainda que toda aplicação de lodo de esgoto e produtos derivados em solos agrícolas deve ser obrigatoriamente condicionada à elaboração de um projeto agrônomo para as áreas de aplicação.

Para os processos de redução significativa de patógenos a Resolução 375/2006 cita entre outros métodos:

- ❖ Digestão aeróbia - a ar ou oxigênio, com retenções mínimas de 40 dias a 20°C ou por 60 dias a 15°C;
- ❖ Secagem em leitos de areia ou em bacias, pavimentadas ou não, durante um período mínimo de 3 meses;

No que tange aos critérios para verificação da adequação de processos de redução da atratividade de vetores, ou seja, para verificar se o processo de tratamento adotado para o lodo de esgoto ou produto derivado reduz o potencial de disseminação de doenças por meio de vetores (ex. moscas, roedores, mosquitos) esta mesma Resolução estabelece, dentre outros critérios, que a concentração de sólidos voláteis (SV) deve ser reduzida em 38% ou mais. A redução de SV é medida pela comparação de sua concentração no afluente, do processo de estabilização de lodo de esgoto ou produto derivado (digestão aeróbia ou anaeróbia), com a sua concentração no lodo de esgoto ou produto derivado pronto para uso ou disposição (BRASIL, 2006).

Após apresentar um composto estabilizado obedecendo às exigências agrônomicas, sendo efetivamente de boa qualidade, tornando-o isento de contaminantes e materiais indesejáveis, a aplicação do lodo se torna análoga a de outros fertilizantes orgânicos, como esterco de curral, por exemplo. A Instrução Normativa 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) (BRASIL, 2009) preconiza os teores mínimos de nutrientes exigidos para fertilizantes orgânicos derivados de despejos sanitários e elenca as classes a seguir:

- ❖ Classe A: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados no processo metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

- ❖ Classe B: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura.
- ❖ Classe C: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura.
- ❖ Classe D: fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Os teores máximos e mínimos preconizados pela Norma de acordo com a classe de cada produto estão apresentados no Quadro 7.

Quadro 7 - Parâmetros mínimos que devem ser garantidos para uso de fertilizantes orgânicos mistos e compostos na agricultura de acordo com cada classe.

Garantia	Fertilizante Misto/Composto*			
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D
Umidade (máx.) (%)	50	50	50	70
N total (mín.) (%)	0,5	0,5	0,5	0,5
Carbono orgânico (mín.) (%)	15	15	15	15
CTC	Conforme declarado**			
pH (mín.)	6,0	6,0	6,5	6,0
Relação C:N (%)	20	20	20	20
Relação CTC:C	Conforme declarado			
Outros nutrientes	Conforme declarado			

* Valores expressos em base seca, umidade determinada a 65°C.

** É obrigatória a declaração no processo de registro de produto.

Fonte: Adaptado de Brasil (2009).

Nos produtos com macronutrientes secundários, micronutrientes

ou ambos, estes, de acordo com a Norma, serão indicados na sua forma elementar, com as garantias expressas em percentagem mássica, quando se tratar de produto sólido, e em percentagem mássica e em massa/volume (g.L^{-1}), no caso de produto fluido. Para os produtos com macronutrientes secundários e/ou micronutrientes para aplicação no solo as garantias mínimas não poderão ser inferiores ao apresentado no Quadro 8.

Quadro 8 - Parâmetros mínimos de macronutrientes secundários e/ou micronutrientes para aplicação no solo.

NUTRIENTES	TIPO DE FERTILIZANTE ORGÂNICO	
	Teor Total Mínimo (%)	
	APLICAÇÃO NO SOLO	
	Sólido	Fluido
Cálcio (Ca)	1	0,5
Magnésio (Mg)	1	0,5
Enxofre (S)	1	0,5
Boro (B)	0,03	0,01
Cloro (Cl)	0,1	0,1
Cobalto (Co)	0,005	0,005
Cobre (Cu)	0,05	0,05
Ferro (Fe)	0,2	0,1
Manganês (Mn)	0,05	0,05
Molibdênio (Mo)	0,005	0,005
Níquel (Ni)	0,005	0,005
Silício (Si)	1,0	0,5
Zinco (Zn)	0,1	0,05

Fonte: Adaptado de Brasil (2009).

Entretanto, de acordo com a referida IN MAPA aos resultados analíticos obtidos serão admitidas tolerâncias em relação às garantias do produto, observados os limites estabelecidos. Para deficiência, com relação aos nutrientes garantidos ou declarados dos produtos, os limites de tolerância não poderão ser superiores a:

a) em Nitrogênio (N), Pentóxido de Fósforo (P_2O_5), Óxido de Potássio (K_2O), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Enxofre (S) até 15% quando o teor do elemento for igual ou inferior a 5%, até 10% quando o teor for superior a 5% até 40%, sem exceder a uma unidade; até 1,5 unidade, quando o teor do elemento for superior a 40%;

- b)** na somatória de NP, NK, PK ou NPK, até 5% sem exceder duas unidades da garantia total do produto;
- c)** para os micronutrientes, até 20% quando o teor do elemento for igual ou inferior a 1%; até 15%, quando o teor do elemento for superior a 1% até 5%; e até 10% quando o teor do elemento for superior a 5%.

Com relação a outros componentes garantidos ou declarados do produto, até 20%, quando os teores garantidos ou declarados do produto forem inferiores ou iguais a 2% ou duas unidades, e até 15% para os teores garantidos ou declarados superiores a 2% ou duas unidades. Para excesso, com relação aos nutrientes garantidos ou declarados dos produtos os limites de tolerância não poderão ser superiores a:

- a)** para os fertilizantes para aplicação via solo, até três vezes o teor declarado para Boro (B), Cobre (Cu), Manganês (Mn) e Zinco (Zn);
- b)** para os fertilizantes para fertirrigação foliar, hidroponia e para semente, para macronutrientes e micronutrientes as tolerâncias estão descritas no Quadro 9.

Quadro 9 - Tolerância para teores garantidos/declarados para macronutrientes e micronutrientes para fertilizantes para fertirrigação foliar, hidroponia e para semente, segundo a IN MAPA N° 25/2009.

TEOR GARANTIDO/DECLARADO (%)	TOLERÂNCIA
até 0,5	0,1 + 150% do teor garantido/declarado
acima de 0,5 até 1	0,35 + 100% do teor garantido/declarado
acima de 1 até 10	1 + 25% do teor garantido/declarado
acima de 10	2 + 15% do teor garantido/declarado

Fonte: Adaptado de Brasil (2009).

Sob a ótica sustentável, a eliminação final do lodo através de incineração ou pela disposição em aterros sanitários é empregada apenas quando sua valorização é impossível, seja porque o lodo apresenta contaminações ou então quando nas áreas próximas à estação não existirem solos adequados ou disponíveis (FERNANDES *et al.*, 2001).

3 METODOLOGIA

Este estudo fez parte do projeto de pesquisa financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, intitulado “Higienização de produtos gerados em sistemas de saneamento (lodo de esgoto e fezes humanas) visando à produção de materiais seguros para o reúso agrícola”. O referido projeto foi aprovado no Edital Universal 14/2012.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Para realização dos experimentos que compõem esta pesquisa, utilizou-se o lodo do sistema de tratamento de esgoto do Centro de Treinamento – CETRE, pertencente à Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, localizado no bairro Itacorubi, Florianópolis/SC. Na Figura 5 está apresentada a localização aproximada da área aonde foi implantado o experimento.

Figura 5 - Localização do Centro de Treinamento da Epagri (CETRE), no bairro Itacorubi – Florianópolis/SC.



Fonte: Adaptado de Google Earth².

Outras pesquisas já foram desenvolvidas no sistema experimental do CETRE no âmbito do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (SUNTTI, 2010; MAGRI *et al.*, 2011; FOGOLARI, 2011; FURTADO, 2012). O sistema de tratamento de esgoto do CETRE constitui de um tratamento primário com tanque séptico com capacidade de 22,6 m³, seguido de um *wetland* de fluxo horizontal, o qual é utilizado como unidade de tratamento

² Disponível em:

<https://www.google.com.br/maps/place/Florian%C3%B3polis,+SC/@-27.6142357,-48.4828247,42216m/data=!3m1!1e3!4m2!3m1!1s0x952749bfe17eb89f:0xd3d6e34c9fba2a18>

secundário. O esgoto encaminhado ao tanque séptico é composto pelos efluentes da cozinha, lavanderia e banheiros do CETRE. O sistema experimental (SE) utilizado neste estudo (Figura 6) é constituído pelos seguintes componentes: o sistema de tratamento de esgoto do CETRE, o tanque de armazenamento de lodo (TA), com capacidade de 5000 L, além da unidade experimental (UE) aonde foi realizada esta pesquisa propriamente dita.

A UE da pesquisa constitui-se de dois WCL de fluxo vertical em escala piloto: sendo um com *Cyperus papyrus* (chamado aqui de WP,) e outro plantado com *Typha domingensis* (WT) os quais são ligados a duas caixas de recebimento do líquido percolado gerado no desaguamento do lodo (LP₁) e da recirculação (LP₂), com 0,35 m³ de capacidade cada. As caixas eram cobertas para evitar interferências de animais e da chuva.

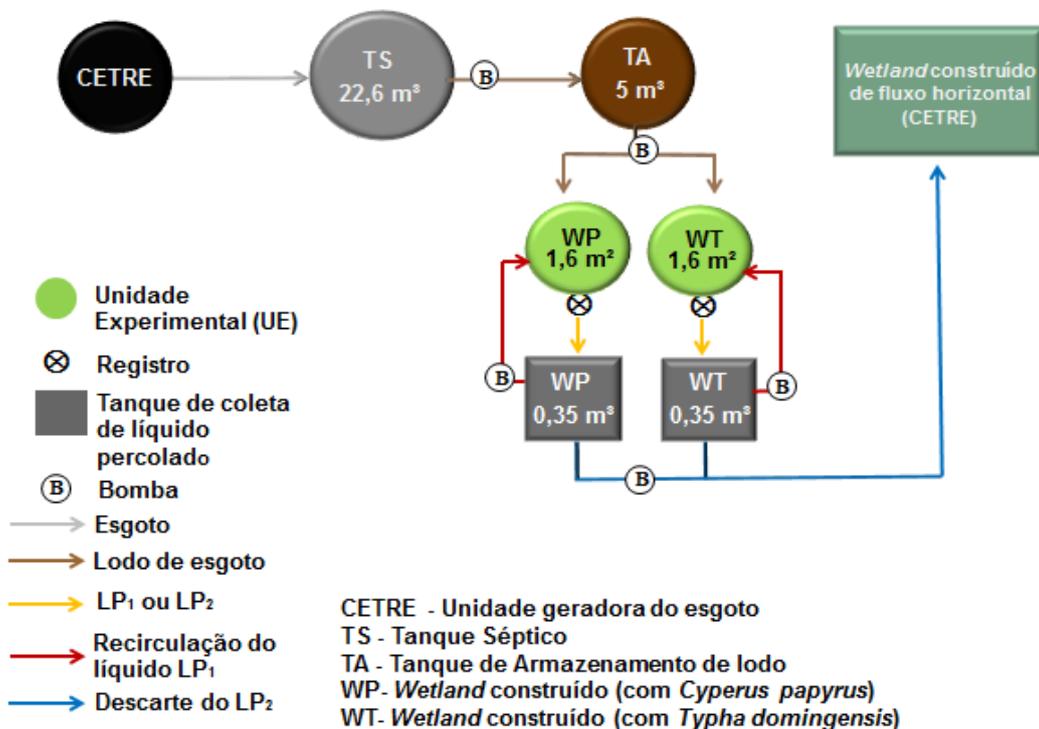
Figura 6 - Sistema Experimental (SE) instalado no CETRE.



(1) Tanque séptico, (2) Tanque de armazenamento de lodo, (3) Unidade experimental (WT e WP), (4) Caixas de recebimento do líquido percolado.

Na Figura 7 está apresentado um esquema do sistema experimental e do fluxo de tratamento do lodo séptico.

Figura 7 - Esquema do sistema experimental (SE) e do fluxo de tratamento do lodo séptico.



A UE encontra-se disposta em área aberta sob todas as influências do meio externo, aproximando-se ao máximo das condições de uma planta em escala real (Figura 8).

Figura 8 - Unidade Experimental (UE) – Pilotos: WP (WCL com *C. Papyrus*) e WT (WCL com *Typha*).



A UE foi construída em 2009, conforme descrito em Magri *et al.* (2011), para avaliar o desempenho no desaguamento de lodo anaeróbio, com foco no comportamento de diferentes espécies de macrófitas e diferentes taxas de aplicação superficial.

Desde a implantação, a UE foi alimentada semanalmente no primeiro ano (taxas entre 125 – 200 Kg ST.m².ano⁻¹) e nos anos seguintes (2010-2012), quinzenalmente, com taxas de aplicação entre

100 e 150 Kg ST.m².ano⁻¹. Ressalta-se que ao longo desse período foi formada uma lâmina de aproximadamente 20 cm de lodo acumulado na superfície dos WCL.

Os WCL da UE foram confeccionados em reservatório circular de fibra de vidro de 1000 L, com uma borda livre de 0,50 m projetada para permitir a acumulação de lodo, totalizando 1,10 m de altura. Cada WCL possui 1,6 m² de área superficial. O meio suporte é composto por uma camada superficial de 0,10 m de areia grossa, 0,15 m de brita nº ¾ e 0,35 m de brita nº 2, totalizando 0,60 m. Na Tabela 1 estão apresentadas as características de cada material filtrante, obtidas por meio de ensaio realizado por Suntti (2010).

Tabela 1 - Características do material filtrante utilizado na UE.

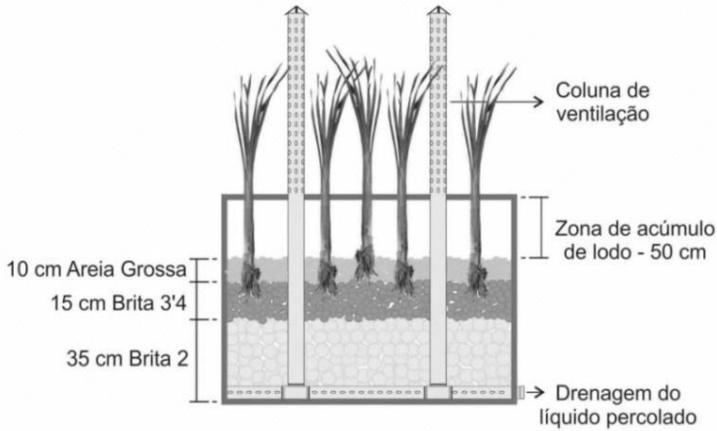
Característica	Brita Nº 2	Brita Nº ¾	Areia Grossa
Diâmetro efetivo (D ₁₀)	21,0 mm	10,1 mm	0,23 mm
Diâmetro a 60% (D ₆₀)	21,8mm	10,7 mm	0,92 mm
Coefficiente de uniformidade (Cu) ³	1,04	1,06	4,00

Fonte: Adaptado de Suntti (2010).

Os WCL possuem colunas de ventilação (45 mm de diâmetro) acopladas verticalmente sobre as tubulações de drenagem de fundo, estendendo-se 1,0 m acima da superfície dos mesmos. Em cada WCL foram plantadas 15 macrófitas por metro quadrado (Magri *et al.*, 2011), sendo que este número aumentou significativamente ao longo do período de operação. A representação esquemática dos WCL está apresentada na Figura 9.

³ A granulometria é considerada uniforme quando o Cu < 5 (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Figura 9 - Esquema da composição dos WCL utilizados neste estudo.



3.2 CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Esse estudo contemplou um período de 14 meses e foi dividido em duas fases distintas conforme apresentado no Quadro 10.

Quadro 10 - Condições operacionais da pesquisa durante as Fases 1 e 2.

Fase	Duração (dias)	Início	Procedimentos
Fase 1	100 dias	02.10.2013	Alimentação da UE com lodo em alta taxa ($300 \text{ Kg ST.m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$), intercalada com a recirculação do líquido percolado do desaguamento do lodo (LP ₁). Constituindo-se em sete ciclos de alimentação com 15 dias cada.
Fase 2	350	11.01.2014	Cessou-se a alimentação da UE com o lodo e com o líquido percolado a fim de se monitorar o processo de estabilização e redução de patógenos do lodo acumulado no sistema.

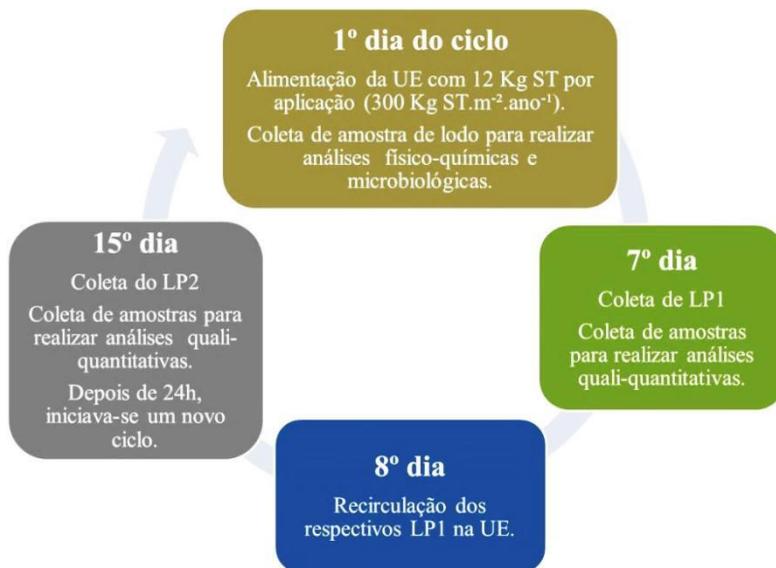
3.2.1 Condições operacionais - Fase 1

A Fase 1 desta pesquisa se compôs pela operação em batelada, na qual, a UE era alimentada com lodo e com o LP₁ proveniente do primeiro desaguamento do lodo.

Para avaliação do desaguamento de lodo a UE foi operada com a aplicação de uma taxa média de 300 Kg ST.m².ano⁻¹ correspondentes a 605 L de lodo por aplicação quinzenal, ou ainda, 12,5 Kg ST.m² aplicados por batelada.

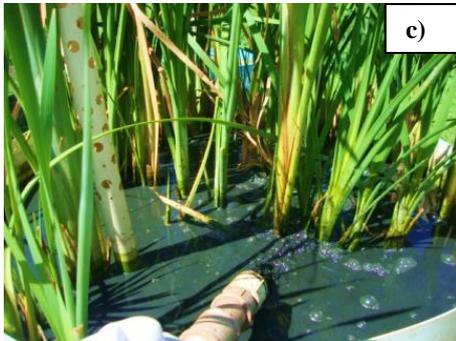
Todo o período compreendido entre a alimentação com lodo, a coleta e recirculação do LP₁ e a coleta final do líquido percolado após a recirculação (LP₂) foi chamado de ciclo de alimentação (Figura 10).

Figura 10 - Representação do Ciclo de Alimentação da UE.



O regime hidráulico de funcionamento da UE era por batelada e ocorria conforme apresentado na Figura 11.

Figura 11 - Regime hidráulico e funcionamento do ciclo de alimentação



1º Dia: O lodo do TS era succionado por uma bomba submersa localizada na região de sedimentação do tanque (Figura 11 a), a qual bombeava o lodo para o TA fazendo homogeneização do mesmo através de recirculação para tentar garantir a carga orgânica do lodo em termos de sólidos totais (Figura 11 b).

O lodo do TA era encaminhado, em seguida, para a UE (WT e WP) (Figura 11 c-d) com auxílio de bomba vórtex através de acionamento manual para, posteriormente, iniciar o período de repouso.

Figura 11 - Regime hidráulico e funcionamento do ciclo de alimentação (Cont.).



No período de repouso de sete dias (tempo de detenção hidráulica na UE) ocorria o desaguamento do lodo em WT e WP (Figura 11 e-f).



7º Dia: Após esses sete dias de detenção hidráulica, o efluente líquido resultante do desaguamento do lodo na UE (LP_1) era encaminhado por gravidade para as caixas coletoras de líquido percolado (Figura 11 g). Nestas caixas os líquidos percolados de WT e WP eram armazenados separadamente com o objetivo de caracterizá-los qualitativa e quantitativamente.

Figura 11 - Regime hidráulico e funcionamento do ciclo de alimentação (Cont.).



Para obter melhores resultados, pequenas alíquotas dos percolados eram coletadas a cada minuto em baldes previamente esterilizados com álcool 70% para garantir uma amostra composta (Figura 11 h). As amostras eram coletadas em frascos específicos, previamente autoclavados, posteriormente acondicionadas em sacola térmica e encaminhadas para análise. A UE permanecia aberta por 24h para que a maior parte do líquido percolasse dos WCL.



8º Dia: Fechava-se a UE e retirava-se a maior parte do líquido ainda acondicionado na mangueira devido às irregularidades do solo. Após estes procedimentos, com auxílio de bomba submersível (Schneider®, BCS 2000) o LP₁ era recirculado para as superfícies dos respectivos WCL da UE (Figura 11 i).

Figura 11 - Regime hidráulico e funcionamento do ciclo de alimentação (Cont.).



15º Dia: Após mais sete dias de detenção os registros da UE eram abertos e coletava-se então o efluente da recirculação (LP_2) de cada WCL, o qual era o efluente final do processo de tratamento do lodo (Figura 11 j). Após a coleta do LP_2 os registros dos WCL permaneciam abertos durante 24h para que possíveis líquidos percolados após a coleta do efluente final fossem drenados do sistema.



Então 24h depois da coleta do LP_2 , os registros da UE eram fechados e iniciava-se um novo ciclo. O lodo era removido outra vez do TS, acondicionado no TA e a UE era alimentada novamente, sendo o lodo de alimentação lançado sobre o lodo que ficou acumulado na superfície de cada WCL no ciclo anterior (Figura 11 k). Cada ciclo tinha duração de três semanas.

3.2.2 Monitoramento analítico - Fase 1

O monitoramento dos sistemas nesta fase teve os seguintes enfoques, os quais contemplavam os objetivos 1 e 2 desta pesquisa:

- ❖ Verificação do desempenho dos WCL quanto ao desaguamento e à qualidade do efluente (LP₁) e;
- ❖ Avaliação da recirculação do LP₁ como pós-tratamento (verificada através da análise quali-quantitativa do LP₂).

Para verificar o desempenho dos WCL foram avaliadas quinzenalmente características físico-químicas e microbiológicas do lodo utilizado para alimentação da UE e dos líquidos percolados (LP₁ e LP₂), ou seja, as entradas e saídas de cada batelada.

Para coleta das amostras foram utilizadas garrafas plásticas as quais eram armazenadas em sacolas térmicas e encaminhadas até o laboratório do GESAD e também ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente LIMA - UFSC para posterior análise dos seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio nitrato (N-NO₃⁻), fósforo ortofostato (P-PO₄³⁻), sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), sólidos em suspensão (SS), e bactérias indicadoras (coliformes totais, *Escherichia coli*, e *Enterococcus faecalis*). Ressalta-se que as amostras para realização dos indicadores microbiológicos eram coletadas separadamente em frascos estéreis por autoclavação prévia. As metodologias analíticas estão descritas no Quadro 11.

Com exceção do pH e análises microbiológicas, os resultados físico-químicos desta fase estão apresentados em concentração (mg.L⁻¹) para facilitar a comparação com os demais trabalhos da literatura. Porém, também estão apresentados os valores em termos de carga aplicada (g.m⁻². aplicação). As cargas foram obtidas pela multiplicação das concentrações e volumes do lodo aplicado e dos efluentes produzidos. A avaliação considerando as cargas aplicadas e removidas se fez necessária, pois o sistema foi operado com bateladas de sete dias o que permite, segundo a literatura, elevadas perdas de água por evapotranspiração o que faz com que ocorra um aumento na concentração do poluente no líquido percolado.

Quadro 11 - Parâmetros e metodologias analíticas para realização de análises físico-químicas e microbiológicas na Fase 1.

Parâmetros Físico-químicos	Lodo	LP₁	LP₂	Métodos
Potencial Hidrogeniônico	X	X	X	Potenciométrico - Standard Methods 2320 B (APHA, 2005).
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	X	X	X	Colorimétrico - Digestão em refluxo fechado - Standard Methods 5220 D (APHA, 2005). Kit HACH®. Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Nitrogênio Total Kjeldhal (mg.L ⁻¹)	X			Macro Kjeldhal - Standard Methods 4500-Norg B (APHA, 2005).
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺) (mg.L ⁻¹)		X	X	Colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₃) (mg.L ⁻¹)	X			Macro Kjeldhal - Standard Methods 4500-Norg B (APHA, 2005).
Nitrogênio Nitrato (mg.L ⁻¹)		X	X	Colorimétrico com brucina - Standard Methods (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®.
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)		X	X	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico - (APHA, 2005)
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	X	X	X	Método gravimétrico - secagem a 105°C – Standard Methods 2540 B (APHA, 1998)
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)		X	X	Método gravimétrico - secagem a 105°C – Standard Methods 2540 D (APHA, 1998)
Sólidos Totais Fixos e Voláteis (mg.L ⁻¹)	X	X	X	Método gravimétrico - calcinado a 550°C - Standard Methods 2540 E (APHA, 1998).
Parâmetros microbiológicos	Lodo			Métodos
Coliformes totais (NMP.100 mL ⁻¹)		X		Substrato Cromogênico-Colilert® com quantificação em cartelas Quanti-tray®
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)		X		Substrato Cromogênico-Colilert® com quantificação em cartelas Quanti-tray®
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.100mL ⁻¹)		X		Substrato Cromogênico-Enterolert® com quantificação em cartelas Quanti-tray®

3.2.3 Condições operacionais – Fase 2

Na segunda fase a alimentação dos WCL foi cessada e o lodo acumulado permaneceu em repouso durante onze meses. Nesta fase foi avaliado o processo de estabilização e redução de microrganismos patogênicos e indicadores.

Ressalta-se que durante o período de avaliação os WCL permaneceram abertos e sujeitos às condições ambientais. Observa-se que neste trabalho a estabilização do lodo foi considerada como a redução das frações orgânicas de compostos carbonáceos e a transformação das frações de nitrogênio orgânico em inorgânico.

3.2.4 Monitoramento analítico – Fase 2

O monitoramento analítico desta fase teve os seguintes objetivos fundamentais:

- ❖ Avaliar os processos de estabilização do lodo acumulado nos WCL operados em alta taxa, por meio do monitoramento mensal de parâmetros físico-químicos no lodo.
- ❖ Avaliar a redução de microrganismos patogênicos ao longo do período de repouso do lodo acumulado, realizado mensalmente;
- ❖ Realizar uma caracterização do lodo acumulado ao final dos onze meses de monitoramento a fim de comparar os parâmetros obtidos com as regulamentações e normativas nacionais que dispõem sobre a aplicação de lodo de esgoto na agricultura.

Para coletar as amostras de lodo acumulado nos WCL (Figura 12a) era utilizado um trado de ferro galvanizado DN ½” (Figura 12b), o qual era higienizado antes de cada coleta com hipoclorito de sódio 2% e álcool etílico 70%. O trado era inserido nos WCL até alcançar a camada de areia (aproximadamente 40 cm de profundidade) em três locais diferentes da superfície dos WCL. A alíquota de lodo acumulado (em média 200 g por coleta em cada WCL) era removida do trado com auxílio da espátula de metal para o interior de sacos plásticos estéreis Stomacher®.

Figura 12 - Imagem do lodo acumulado na superfície dos WCL (a) e imagem da coleta de amostra de lodo acumulado com o trado (b).



Para cada coleta o local de amostragem era escolhido aleatoriamente e os buracos de aproximadamente 20 mm resultantes das coletas eram preenchidos com lodo da superfície do WCL para evitar ao máximo interferências no processo de estabilização ou inativação de microrganismos patogênicos e caminhos preferenciais para a água da chuva.

As amostras de lodo coletadas eram acondicionadas em sacola térmica e encaminhadas até os laboratórios do GESAD/ LIMA para posterior análise dos parâmetros físico-químicos: pH, Série de sólidos (ST, STF e STV) Nitrogênio Total Kjeldhal, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Nitrato, Ortofosfato e Carbono orgânico total além de microbiológicos: Coliformes Totais, *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis*, *Salmonella spp*, Adenovírus humano tipo 2 e Ovos viáveis de *Áscaris lumbricoides*. As metodologias analíticas foram iguais às apresentadas no Quadro 11, com exceção do parâmetro Carbono orgânico total, o qual foi obtido pelo método da Oxidação do carbono por dicromato em meio ácido com titulação do Cr^{6+} em excesso (em % ou mg.L^{-1}) - (IN MAPA 28/2007; USEPA SW-846).

Algumas análises foram realizadas *in loco* como a altura da camada de lodo e a temperatura interna de cada WCL. O monitoramento na camada de lodo era realizado através da medida da altura da camada acumulada pela inserção de régua graduada na cavidade aonde era removida a amostra de lodo. O termômetro era inserido próximo à cavidade e a temperatura era dada em ° C. A temperatura ambiente também era monitorada.

Para avaliação do potencial agrônômico do lodo acumulado nos WCL, foram coletadas amostras ao final do experimento da Fase 2 (onze meses de repouso) e estas foram caracterizadas por meio da avaliação

das suas características físicas, concentração de macronutrientes primários e secundários, elementos traço e microrganismos patogênicos. Os resultados foram comparados com normas, instrução e legislações que abordam o reúso de lodo e produtos derivados de despejos sanitários em geral.

Os documentos utilizados na avaliação dos resultados foram: a Instrução Normativa (IN) 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) que estabelece os requisitos mínimos para fertilizantes orgânicos e a Resolução 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente que dispõe sobre o reúso e/ou a disposição do lodo de esgoto e produtos derivados no solo. Os parâmetros de caracterização do lodo estão descritos no Quadro 12, os quais foram selecionados de acordo com a resolução e instrução normativa citadas anteriormente.

Quadro 12 - Série de análises realizadas para caracterização do lodo acumulado após o processo de tratamento.

Caracterização do lodo acumulado nos WCL após onze meses de repouso	
Caracterização do potencial agrônômico	Carbono orgânico total (%) ¹ Cálcio (%) ¹ Capacidade de troca de cátions (mM.Kg ⁻¹) ¹ Enxofre total (%) ¹ Fósforo total (P ₂ O ₅) (%) ¹ Nitrogênio total (%) ¹ pH em água ² Potássio solúvel (K ₂ O) (%) ¹ Umidade (%) ²
Substâncias orgânicas tóxicas e/ou elementos traço	Boro (%) ¹ Cobalto (%) ¹ Cobre (%) ¹ Ferro total (%) ¹ Magnésio (%) ¹ Manganês (%) ¹ Molibdênio (%) ¹ Níquel (%) ¹ Zinco (%) ¹

Quadro 12 - Série de análises realizadas para caracterização do lodo acumulado após o processo de tratamento (Cont.).

Caracterização do lodo acumulado nos WCL após onze meses de repouso	
Parâmetros Microbiológicos	Coliformes totais (NMP.g ⁻¹) ² <i>Escherichia coli</i> (NMP.g ⁻¹) ² <i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.g ⁻¹) ² <i>Salmonella</i> spp. (NMP.g ⁻¹) ² Ovos viáveis de <i>Ascaris lumbricoides</i> ² Adenovírus humano tipo 2 (CG.mL ⁻¹) ²

¹Análises realizadas pelo Laboratório de Fertilizantes/Resíduos Sólidos do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas na Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC - Criciúma. ²Análises realizadas nos laboratórios do GESAD/LIMA – UFSC.

3.3 PARÂMETROS METEOROLÓGICOS

Os dados meteorológicos foram coletados junto à EPAGRI/CIRAM, sendo estes compostos pelas temperaturas mínimas, máximas e médias, precipitação pluviométrica e números de dias de chuva (dados diários para o período).

3.4 DESAGUAMENTO - BALANÇO HÍDRICO

O desaguamento em cada WCL foi calculado com base no volume de água drenado, coletado e mensurado semanalmente por volumetria, considerando os dados meteorológicos para o período. As taxas de evapotranspiração foram calculadas apenas para o desaguamento do lodo, o que permitiu calcular o volume total de água “perdido” no sistema. O método aplicado para calcular as perdas de água por evapotranspiração foi o de Hargreaves – Samani descritos por Pereira *et al.*, (1997). Este método sugere que a evapotranspiração de referência (ET_o) diária (mm.d⁻¹) pode ser estimada (em locais próximos ao nível do mar, tal qual é a condição desse trabalho) pela Equação (1):

$$ET_o = 0,348 * Q_o \quad (1)$$

Onde:

ET_o: evaporação de referência (mm.d⁻¹)

Q_o: radiação solar extraterrestre diária expressa em equivalente de evaporação (mm), no período considerado (Anexo A).

Borin *et al.* (2011) relata que o balanço hídrico nos WCL se dá em função da variação entre a quantidade de efluente que entra no sistema, somada à água da chuva incidente sobre ele, e a quantidade de água que sai do sistema, somada às perdas de líquido por evapotranspiração, ignorando a quantidade de água que fica retida no sistema. Neste trabalho, portanto, também foi quantificado o volume de água retido nos WCL durante o desaguamento do lodo, através da Equação (2), para assim fazer um balanço hídrico mais abrangente.

$$ARcl = A * Hcl \quad (2)$$

Onde:

ARcl: água retida na camada de lodo (L)

A: área superficial do WCL (m²)

Hcl: altura da camada de lodo (m)

Cabe ressaltar que para o cálculo do volume coletado na saída dos WCL foram considerados valores médios entre a somatória de WT e WP, baseando-se no fato de que ambas as macrófitas (para efeito de cálculo) tinham as mesmas perdas pelo processo de evapotranspiração. Pois o método de Hargreaves – Samani não considera as características das plantas nesse processo.

4 RESULTADOS

Os resultados analíticos serão apresentados em etapas, compreendendo as duas fases de operação dos WCL. Na primeira etapa serão apresentados os resultados referentes à Fase 1, na qual eram alimentados com lodo em alta taxa. Na sequência serão descritos os resultados obtidos na Fase 2, onde a alimentação destes foi cessada e avaliou-se a estabilização e redução de microrganismos indicadores/patogênicos no lodo acumulado no sistema. Por fim é apresentada uma avaliação comparativa com resoluções e normativas nacionais quanto às características finais do lodo acumulado e sua potencialidade para uso em solo como condicionador e/ou fertilizante.

4.1 FASE 1

Nesta fase foi avaliado o desempenho dos WCL quanto ao desaguamento do lodo e à qualidade do efluente (líquido percolado 1 - LP₁) e a eficiência da recirculação deste, como alternativa de pós-tratamento (verificada através de análise quali-quantitativa do LP₂).

4.1.1 Características do lodo e taxa de alimentação

4.1.1.1 Características do lodo de alimentação

O lodo de alimentação foi monitorado quinzenalmente de Outubro a Dezembro de 2013, totalizando sete amostragens. Os valores obtidos na caracterização do lodo de alimentação estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Concentrações mínimas, médias e máximas e desvios padrão (DP) dos parâmetros analisados no lodo de alimentação.

Parâmetros	Lodo de alimentação (Nº de amostras = 7)			
	Média	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
pH	7,1	7,4	6,8	0,2
U%	95	98	92	2
ST (mg.L ⁻¹)	31.073	43.990	14.100	12.991
STV (mg.L ⁻¹)	18.039	25.430	7.870	7.872
STF (mg.L ⁻¹)	14.416	25.040	6.230	6.941
DQO (mg.L ⁻¹)	35.518	94.500	8.722	27.360
NTK (mg.L ⁻¹)	760	1.340	229	489
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	325	526	78	161
CT (NMP.100 mL ⁻¹)	1,75E07	2,52E07	5,70E06	n.a.
<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	2,43E06	9,58E06	1,90E05	n.a.
<i>E. faecalis</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	8,49E05	1,67E06	1,63E05	n.a.

Legenda: n.a. não aplicável.

❖ pH e umidade

A média para os valores monitorados de pH permaneceu próxima a 7. Este valor é similar ao relatado em trabalhos anteriores que utilizaram lodo do mesmo tanque séptico (MAGRÍ *et al.*, 2011; SUNTTI *et al.*, 2011). A umidade média do lodo de alimentação era de 95%, sendo que os valores máximos e mínimos encontrados foram 98 e 92%, respectivamente. Esta variação percentual pode ser explicada pela quantidade de sólidos totais encontrada no lodo de alimentação, que oscilou conforme a amostragem de lodo coletada do TS.

❖ Concentração de Sólidos totais, fixos e voláteis

Os valores médios, mínimos e máximos de sólidos totais encontrados no lodo bruto foram 31.073, 14.100 e 43.990 mg.L⁻¹, respectivamente. Kengne *et al.* (2009) caracterizaram lodo de tanque

séptico com concentração média de sólidos totais de 37.000 mg.L⁻¹ e valores máximos e mínimos de 127.000 e 3.000 mg.L⁻¹, respectivamente.

Dados semelhantes foram obtidos por Philippi (1992), que apresentou a caracterização de lodo com concentrações de ST entre 36.570 - 46.400 mg.L⁻¹ ao avaliar o desempenho de 42 tanques sépticos na França. Os resultados médios de ST obtidos neste trabalho se mostraram um pouco mais elevados do que o relatado por Nassar *et al.*, 2008 (19.468 mg.L⁻¹) e Koottatep *et al.*, 2001 (16.300 mg.L⁻¹). Essa concentração mais elevada de ST no lodo de alimentação pode ser explicada pela forma de remoção de lodo do TS, onde se priorizava a coleta de lodo mais concentrado.

Com relação ao valor de sólidos voláteis obtidos nesta pesquisa, este foi, em média, 18.038 mg.L⁻¹, o que corresponde a 58% dos ST. Este valor foi superior ao relatado por Magri *et al.*, (2011) e Suntti *et al.* (2011) (44 e 43%) respectivamente. Esta diferença percentual entre o valor encontrado nesta pesquisa e o relatado pelos referidos autores indica que o lodo utilizado neste trabalho é mais fresco e, portanto, possui maior concentração de fração orgânica (STV). Observou-se, ainda, que os valores percentuais observados neste trabalho foram abaixo do relatado por Koottatep *et al.* (2001) (83%) e Gagnon *et al.* (2012) (74%). Estes diferentes dados indicam a variabilidade existente entre as concentrações da fração orgânica de ST no lodo de TS utilizado em diferentes pesquisas.

O lodo de alimentação deste estudo apresentou relação média de SV:ST de 0,58 ou 58%, o que remete, de acordo com a literatura, a um bom nível de digestão no interior do tanque séptico (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001).

❖ Concentração de matéria orgânica (DQO)

No que tange à concentração de matéria orgânica, representada pelo parâmetro DQO, esta se apresentou com uma variabilidade acentuada, sendo verificado valores médios de 35.518 mg.L⁻¹ e valores mínimos e máximos de 8.722 e 94.500 mg.L⁻¹ respectivamente. Esta variação também é dependente da remoção do lodo de dentro do TS. Outros autores também reportam esta grande variação da concentração de DQO em pesquisas com lodo de tanque séptico, como Kengne *et al.* (2009), que trabalharam com concentrações médias de 31.100 mg.L⁻¹, no entanto, com variações entre 7.400 e 72.500 mg.L⁻¹.

❖ Concentração de matéria nitrogenada

Com relação às concentrações de nitrogênio no lodo de alimentação, o valor médio de 760 mg.L^{-1} de NTK foi encontrado, com valores mínimo e máximo de 229 e 1.340 mg.L^{-1} , respectivamente. Koottatep *et al.* (2001) observaram concentrações médias de 830 mg.L^{-1} de NTK no lodo de TS.

Quanto à concentração de amônia obteve-se valor médio de 325 mg.L^{-1} e valores mínimo e máximo de 78 e 526 mg.L^{-1} respectivamente. Outros autores como, por exemplo, Kengne *et al.* (2009) caracterizaram um lodo bruto de tanque séptico com concentração média de nitrogênio amoniacal de 600 mg.L^{-1} , com valores mínimo e máximo de 80 e 3.300 mg.L^{-1} , respectivamente. Valores mais altos de nitrogênio amoniacal são características de um lodo mais fresco ou parcialmente digerido.

❖ Concentração de microrganismos

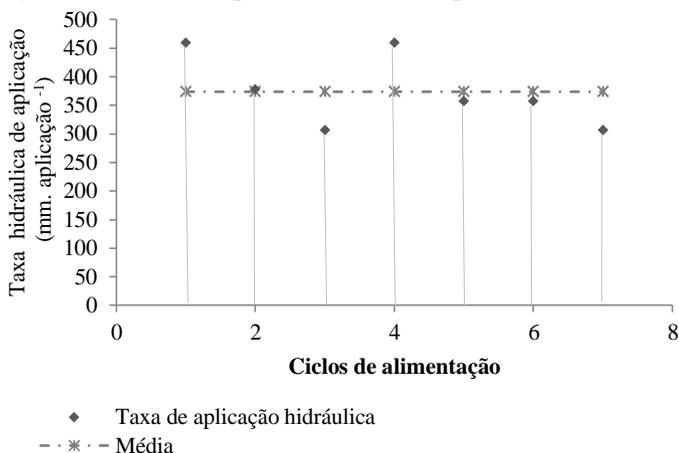
A concentração de microrganismos encontrada no lodo de alimentação estava de acordo com o comumente encontrado em lodo/esgoto doméstico. Estes dados foram utilizados para comparação com os valores encontrados no lodo após o período de repouso.

4.1.1.2 Taxa de aplicação superficial em termos de ST e de aplicação hidráulica

O volume de lodo aplicado foi o mesmo para ambos os WCL e as taxas variaram de acordo com a concentração de sólidos totais no lodo, mas ficaram, em média, próximas à taxa teórica de $300 \text{ Kg ST.m}^2.\text{ano}^{-1}$.

A taxa de alimentação média foi de $280 \text{ Kg ST.m}^2.\text{ano}^{-1}$. As taxas variaram de 179 a $484 \text{ Kg ST.m}^2.\text{ano}^{-1}$ e esta variação era esperada devido à concentração de sólidos totais do lodo de alimentação. Com relação à taxa de aplicação hidráulica, estas variaram conforme apresentado na Figura 13.

Figura 13 - Taxa de aplicação hidráulica por ciclo de alimentação.



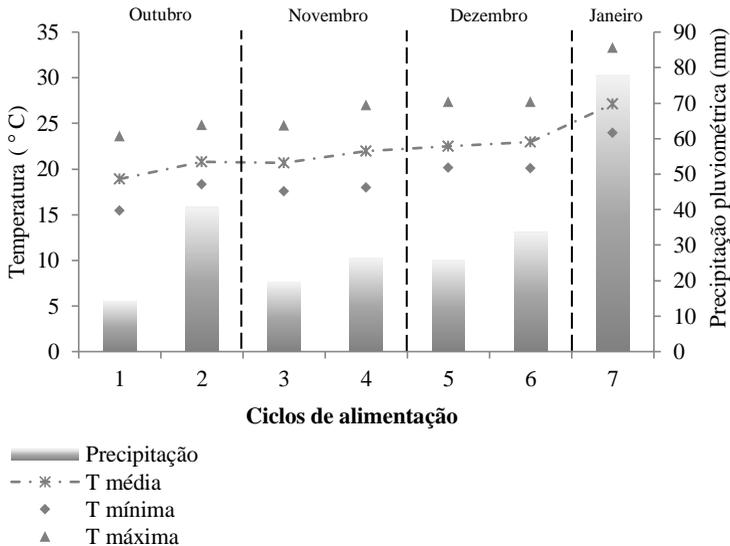
Apesar da variação ocorrida na taxa de aplicação de sólidos, procurou-se sempre trabalhar com a menor variação em relação às taxas de aplicação hidráulica por ciclo de alimentação. As taxas foram, em média, 374 mm ou 37 cm por aplicação, com desvio padrão de 64.

4.1.2 Desaguamento do lodo – Balanço hídrico

O desaguamento do lodo representa um importante parâmetro da operação de WCL. Este pode durar até vários dias, dependendo das características do lodo e da taxa de alimentação, bem como do tempo de detenção hidráulica projetado.

Neste trabalho, o período de desaguamento foi de sete dias. Observou-se que o desaguamento foi influenciado pelas macrófitas e pelas altas temperaturas incidentes no período. Na Figura 14 estão apresentados os dados meteorológicos referentes às temperaturas médias, mínimas e máximas, bem como a precipitação pluviométrica registrada durante o período do experimento da Fase 1.

Figura 14 - Precipitação pluviométrica acumulada e temperaturas média, mínima e máxima por ciclo de alimentação durante a Fase 1.



De acordo com dados fornecidos pela EPAGRI/CIRAM, nos meses dos dois últimos ciclos (Dezembro/Janeiro de 2013) foram verificadas temperaturas muito altas em Florianópolis, chegando a 37 ° C. E, visualizando o gráfico ilustrado na Figura 14 percebe-se que a precipitação pluviométrica se deu em maior quantidade no último ciclo de alimentação chegando a 76 mm.

Para quantificar o desaguamento, para cada ciclo foram considerados os volumes de líquido aplicado nos WCL (volume de água da chuva incidente (V_{CH}) durante a primeira semana do ciclo somado ao volume de lodo aplicado (V_L)). O volume aplicado e o volume coletado na saída dos WCL com *Typha* e *Papyrus* (WT e WP) respectivamente, após o TDH de sete dias, pode ser verificado na Tabela 3.

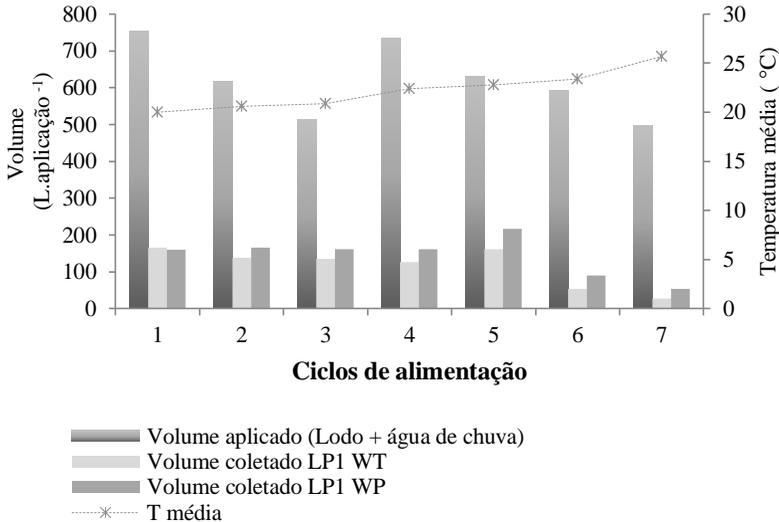
Tabela 3 - Balanço hídrico do desaguamento do lodo após tempo de detenção hidráulica de sete dias.

Ciclos	Volume aplicado em cada WCL (L)			Volume coletado (L)	
	Chuva	Lodo	Total ($V_{CH} + V_L$)	LP ₁ WT	LP ₁ WP
1	20	632	652	165	160
2	12	604	616	138	165
3	22	490	512	135	162
4	2	734	736	126	162
5	61	571	632	162	216
6	22	571	593	54	90
7	6	490	496	27	54
Média	21	585	605	115	144
DP	19	85	83	54	54
Máximo	61	734	736	165	216
Mínimo	2	490	496	27	54

$V_{CH} + V_L$ - Volume de água aplicado nos WCL (água da chuva (V_{CH}) + lodo (V_L)); LP₁ WT - volume coletado de Líquido percolado 1 (LP₁) no WCL com *Typha*; LP₁ WP - volume coletado de Líquido percolado 1 (LP₁) no WCL com *Papyrus*; DP - Desvio Padrão.

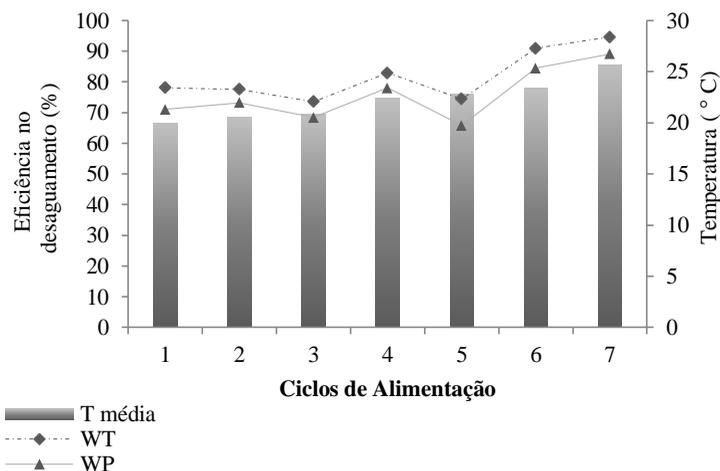
Uma melhor visualização do volume aplicado (lodo + água da chuva), do volume coletado nos WCL e da temperatura média para o período está expressa na Figura 15.

Figura 15 - Volume de água aplicado nos WCL (lodo + chuva) e volume coletado nos WCL após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias e as temperaturas médias (T média) para o período de desaguamento do lodo (primeira semana de cada ciclo).



Conforme ilustrado na Figura 15 observa-se que a perda de água nos WCL foi considerável. Uma das variáveis responsáveis pelo desaguamento do lodo, de acordo com Cofie *et al.* (2006), é o grau de estabilização deste, o que exerce influência sobre o período de secagem do lodo. De acordo com os autores, lodos com baixo grau de estabilização apresentam dificuldade no desaguamento. O que foi comprovado neste trabalho, pois, como o lodo de alimentação utilizado era digerido (estabilizado) não houve dificuldades para o seu desaguamento. Na Figura 16 estão apresentados os valores percentuais da eficiência no desaguamento do lodo após TDH de sete dias em WT e WP. O desaguamento foi calculado como a eficiência de remoção de água, considerando o volume de líquido “aplicado” (chuva + lodo), e o volume de líquido coletado.

Figura 16 - Eficiência em porcentagem dos WCL no desaguamento do lodo após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias.



É perceptível que WT teve sempre as melhores eficiências de desaguamento chegando a 95% no último ciclo. WP chegou a valores próximos com 89% de eficiência.

Dados apresentados por Uggetti *et al.* (2010) evidenciam a boa eficácia dos WCL na remoção de água de vários tipos de lodo, sendo a eficiência no desaguamento, na maioria dos casos, superior a 90%.

Essa “perda” de água, segundo Stefanakis, Akratos e Tsihrintzi, (2014), se deve principalmente ao fenômeno de evapotranspiração. De acordo com Uggetti *et al.* (2012d), deve ser levado em consideração, também, que em estudos onde se utilizam de WCL com áreas reduzidas o efeito das paredes podem desempenhar um papel importante, aumentando a desidratação do lodo pelo processo de evaporação.

Dentro deste contexto, com o objetivo de avaliar melhor o balanço hídrico, foram considerados, além do volume coletado na saída dos WCL (LP₁), perdas de água por evapotranspiração e volume de água retido na camada de lodo acumulado (considerando valores médios).

❖ Perdas por evapotranspiração

Os cálculos de evapotranspiração foram realizados utilizando o método de Hargreaves – Samani descritos por Pereira *et al.* (1997). Aplicando-se a Equação (1) aos valores proporcionais à realidade deste

trabalho (Latitude 27° 34' Sul), obtiveram-se os valores de evapotranspiração de referência, os quais estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Dados de radiação e resultados do cálculo de evapotranspiração durante o desaguamento do lodo de alimentação (primeira semana de cada ciclo).

Dados	Ciclos de alimentação						
	1	2	3	4	5	6	7
Radiação solar extraterrestre (Qo) a 28 ° Sul (Quadro A)	14,9	14,9	16,6	16,6	17,5	17,5	17,1
Resultado evapotranspiração (mm.dia ⁻¹)	5,2	5,2	5,8	5,8	6,1	6,1	5,9
Resultado evapotranspiração (L)	58	58	65	65	68	68	66
Média da evapotranspiração = 64 L (durante o desaguamento do lodo)							

Observando a Tabela 4, verifica-se que o valor relativo à radiação solar é repetido entre os ciclos, isso é explicado pelo fato de a radiação utilizada para a Equação (1) ser registrada no 15° dia de cada mês (Anexo A). Este valor registrado é aplicado para o mês inteiro e, como os ciclos foram quinzenais, o valor era repetido em dois ciclos de alimentação.

O resultado obtido através do cálculo da Equação (1) em milímetros por dia foi multiplicado pelo número de dias de desaguamento do lodo (sendo considerados sete dias para cada ciclo). Assim obteve-se o resultado da evapotranspiração de referência para cada ciclo. De acordo com Białowiec, Albuquerque e Randerson (2014) as perdas de água para a atmosfera através da evapotranspiração podem ser elevadas, especialmente sob condições de calor e vento, o que pode ser constatado neste trabalho, pois se percebeu que o volume perdido por evapotranspiração aumentava conforme aumentavam as temperaturas do ar.

❖ Cálculo do volume de água retido na camada de lodo acumulado

Para o cálculo do volume retido na camada de lodo acumulado foi considerada a umidade média da camada de lodo acumulado em todos os ciclos como 69% baseado no fato em que os valores encontrados de umidade a cada monitoramento oscilavam entre 68 e 70%. Considerando que a altura da camada de lodo no primeiro ciclo era 0,20 m em 1,6 m² de área, tem-se um volume de lodo acumulado de 0,32 m³. Considerando ainda que, segundo Von Sperling e Gonçalves, (2001) a densidade do lodo desidratado varia entre 1,05 e 1,08 e que a densidade do lodo digerido é 1,03, neste trabalho o valor da densidade do lodo foi considerado igual a 1,05 (valor adotado a partir dos valores citados) e, com isso, verificou-se que 336 L de lodo ficaram acumulados em cada WCL. Considerando que o lodo possuía umidade média de 69%, a quantidade de água retida na camada de lodo pôde ser calculada. Conforme apresentado na Tabela 5, o volume médio de água retido na camada de lodo foi 369 L.

É perceptível que conforme a camada de lodo aumentava, aumentava também a quantidade de água retida, chegando os WCL, no último ciclo (altura média da camada de lodo em ambos os WCL = 43 cm) a reter 498 L.

Considerando que dos 585 L de lodo aplicado, em média 5% eram sólidos totais, então tem-se que 556 L de água estavam presentes no lodo de alimentação, que somados com 21 L, em média, de água da chuva, totalizavam 577 L de água que se aplicava nos WCL.

Fazendo o balanço hídrico das entradas e saídas tem-se que, dos 577 L de água que foram aplicados nos WCL, 129,5 L ou 22%, em média, foram coletados na saída destes após sete dias (LP₁), 369 L ou 64% de água ficaram retidos na camada de lodo e 64 L ou 11%, em média, foram perdidos pela evapotranspiração. Portanto, através desses cálculos estima-se que apenas 14,5 L ou 2,5% do volume de água aplicado nos WCL ficaram retidos nas camadas de areia e brita e também na biomassa das macrófitas.

Tabela 5 - Dados da altura da camada de lodo acumulado e resultados da quantidade de lodo e de água nela retida.

Ciclos de alimentação	Altura da camada de lodo (m)	Lodo acumulado (L)	Quantidade de água retida (L)
1	0,2	336	232
2	0,24	403	278
3	0,28	470	324
4	0,32	538	371
5	0,36	605	417
6	0,4	672	464
7	0,43	722	498
Média do volume de água retido no lodo acumulado = 369 L por ciclo			

Estes valores contradizem o relatado por Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzi, (2014) que afirmam que a maior parte das perdas (em média 52%) ocorre por evapotranspiração, pois, neste trabalho foi possível observar que, durante o período de desaguamento do lodo WCL, a maior porcentagem de água (64%) fica, na realidade, retida na camada de lodo. Ressalta-se que as estimativas de evapotranspiração relatadas na literatura em WCL foram todas, até o presente, realizadas por meio da diferença entre o líquido de entrada no sistema e o coletado na saída dos filtros.

Na Tabela 6 estão apresentados os valores médios do volume aplicado, coletado, perdido por evapotranspiração e retido nos WCL. Ressalta-se que os cálculos de evapotranspiração realizados neste trabalho são estimativas. Métodos mais complexos podem ser utilizados, no entanto, são necessários experimentos e coletas de dados complementares, o que não foi objeto deste trabalho.

Tabela 6 - Valores médios de volume aplicado, coletado, perdido por evapotranspiração e retido nos WCL durante o desaguamento do lodo nos sete ciclos de alimentação.

Volume médio (L) – Balanço Hídrico	
Aplicado (água do lodo + água da chuva)	577
Coletado (média WT+WP)	129,5
Perdido por evapotranspiração	64
Retido na camada de lodo acumulado	369
Retido nas camadas de brita e na biomassa das macrófitas	14,5

4.1.3 Qualidade do Líquido Percolado 1 (LP₁)

Neste item estão apresentados os resultados do monitoramento analítico e a eficiência dos WCL em relação à qualidade do líquido percolado 1 (LP₁) com base na concentração e na carga de poluentes. Para ambos os WCL os valores médios obtidos e os respectivos desvios padrão e eficiência de remoção com relação à concentração de poluentes estão apresentados na Tabela 7. Já na Tabela 8, estão apresentados os resultados com valores médios e respectivos desvios padrão, bem como a eficiência em termos de carga aplicada e removida dos sistemas (g.m⁻². aplicação).

Visualizando a Tabela 7, percebe-se que os LP₁ de WT e WP tiveram um decréscimo de pH após o tratamento do lodo em ambos os WCL diminuindo, em média, de 7 para 6. Isso pode ser explicado pela liberação de hidrogênio (H⁺) durante o processo de nitrificação.

Observando os resultados relativos ao parâmetro amônia, apresentados na Tabela 7, verifica-se a redução da concentração deste parâmetro de 325 mg.L⁻¹ presente no lodo de alimentação, para 4 e 3 mg.L⁻¹ nos LP₁ de WT e WP, respectivamente.

Tabela 7 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) dos parâmetros físico-químicos observados no lodo de alimentação e no líquido percolado (LP₁) do WT /WP e eficiência dos WCL na remoção de concentração de poluentes.

Parâmetros*	Lodo de Alimentação	Líquido Percolado 1 (Nº Amostras = 7)			
		WT	WP	WT	WP
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Eficiência (%)	
pH	7±0,2	6±0,3	6±0,2	n.a	n.a
DQO	35.518±27.360	185±163	137±90	99	99
ST	31.073±12.991	874±258	874±318	97	97
STV	18.039±7.873	648±206	687±290	96	96
STF	14.416±6.941	226±82	187±59	98	98
SS	n.r	25±19	8±4	n.a	n.a
N-NH ₄ ⁺	325±161	4±2	3±1	98	99
P-PO ₄ ³⁻	n.r	3±1	2±1	n.a	n.a
N-NO ₃ ⁻	n.r	15±5	14±7	n.a	n.a

n.r - não realizado n.a - não aplicável

*Com exceção do pH todos os parâmetros físico-químicos estão expressos em (mg.L⁻¹).

Tabela 8 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) dos parâmetros físico-químicos observados no lodo de alimentação e no líquido percolado (LP₁) do WT/WP e eficiência dos WCL na remoção de carga poluente.

Parâmetros (g.m ⁻² .apl)	Lodo de Alimentação	Líquido Percolado 1 – LP ₁ (Nº Amostras = 7)			
		WT	WP	WT	WP
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Eficiência (%)	
DQO	12.731±8209	10±5	10±4	99	99
ST	11.574±5378	61±33	75±39	99	99
STV	6.720±3238	45±27	58±32	99	99
STF	5.347±2671	15±7,6	16±8	99	99
N-NH ₄ ⁺	9±4	0,3±0,2	0,2±0,2	96	97
P-PO ₄ ³⁻	n.r	0,2±0,1	0,2±0	n.a	n.a
N-NO ₃ ⁻	n.r	1,2±1	1,2±	n.a	n.a

n.r - não realizado

n.a - não aplicável

Visualizando as Tabelas 7 e 8 é perceptível a diferença percentual entre valores de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal calculados pelas concentrações (98 e 99%) e carga (96 e 97%).

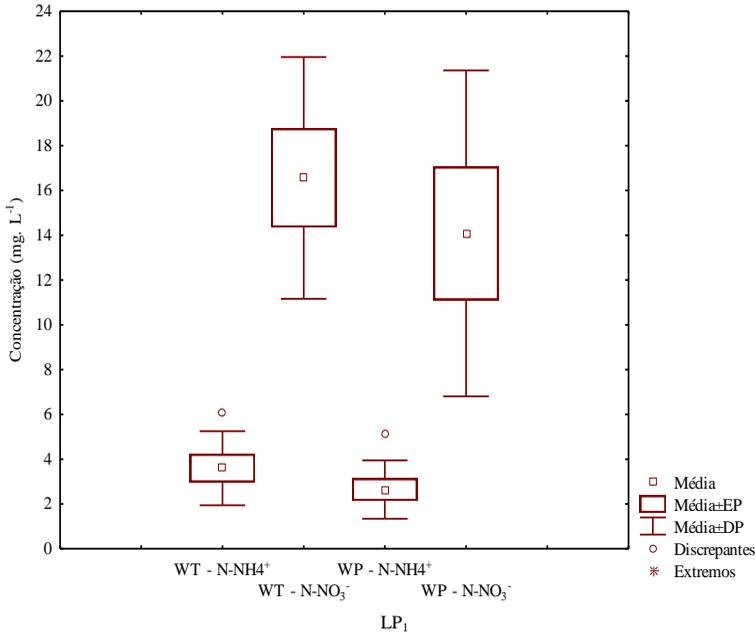
Magri et al. 2011, operando os *wetlands* com uma taxa de 200 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ (menor do que a avaliada neste trabalho), obtiveram percentuais de 82% de remoção na concentração de nitrogênio amoniacal para WCL com *Zizaniopsis* e *C. papyrus* e de 79% para *Typha*, o que indica que a aplicação de taxas mais elevadas em termos de sólidos não prejudicaram o processo de nitrificação. Ressalta-se que neste trabalho não foram verificadas as taxas limites para a ocorrência do processo, no entanto, com certeza este seria cessado em algum ponto em função de elevadas taxas.

Ainda no tocante à matéria nitrogenada, a concentração de nitrato em LP₁ foi visualmente bem maior do que a concentração de amônia, o que sugere a ocorrência do processo de nitrificação. As concentrações de amônia e nitrato observadas no LP₁ foram, respectivamente, 4 e 15 mg.L⁻¹ em WT e 3 e 14 mg.L⁻¹ em WP (Figura 17).

Panuvatvanich, Koottatep e Koné (2009) constataram, a partir de um balanço de nitrogênio em WCL, que do nitrogênio total que entrou no sistema, 55% ficaram retidos no lodo acumulado, 8-13% saíram no percolado e as perdas por volatilização e assimilação pelas plantas foram insignificantes (0,01 e 0,2%, respectivamente). Os autores observaram, ainda, que 24-29% da amônia foram perdidos no sistema devido ao processo de nitrificação e desnitrificação. Koottatep *et al.* (2001) observaram que a concentração de nitrato no líquido percolado se mostrou dependente do TDH, sendo que o WCL que operou com TDH de 6 dias apresentou a menor concentração de nitrato (20 mg.L⁻¹), contra 53 e 120 mg.L⁻¹, para os TDH de 2 e 0 dias, respectivamente.

Segundo os autores, esta diferença é devido à ocorrência da desnitrificação favorecida pelo tempo de detenção hidráulica mais elevado. Isto pode ter ocorrido nos WCL, o que explicaria as baixas concentrações de amônia e nitrato no LP₁. No entanto esta hipótese só poderia ser confirmada com a realização de análise molecular das espécies de bactérias predominantes nos filtros ou pelo balanço de nitrogênio nos WCL, o que não foi realizado neste trabalho.

Figura 17 - Gráfico *box plot* com as médias, médias \pm erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , avaliadas nos LP_1 .



Com relação à eficiência média dos WCL na redução da concentração de sólidos do lodo (Tabela 7) esta foi, em média, 97% para ST, 96% para STF e 98% para STV. Já em relação à remoção de carga (Tabela 8), neste trabalho obteve-se 99% de eficiência para toda a série de sólidos. Comparando-se os dois WCL percebe-se que a concentração média efluente de ST em ambos foi igual (874 mg.L^{-1}) muito inferior ao encontrado no lodo de alimentação, em média 31.073 mg.L^{-1} . Nas Figuras 18 (A) e 18 (B) estão apresentados gráficos *box plot* com a concentração de ST, STF e STV do lodo de alimentação e dos LP_1 de WT e WP.

Figura 18 - Gráfico *box plot* com as médias, médias \pm erro padrão (EP), médias \pm desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de ST, STF e STV, avaliadas no lodo de alimentação (A) e nos LP₁ (B).

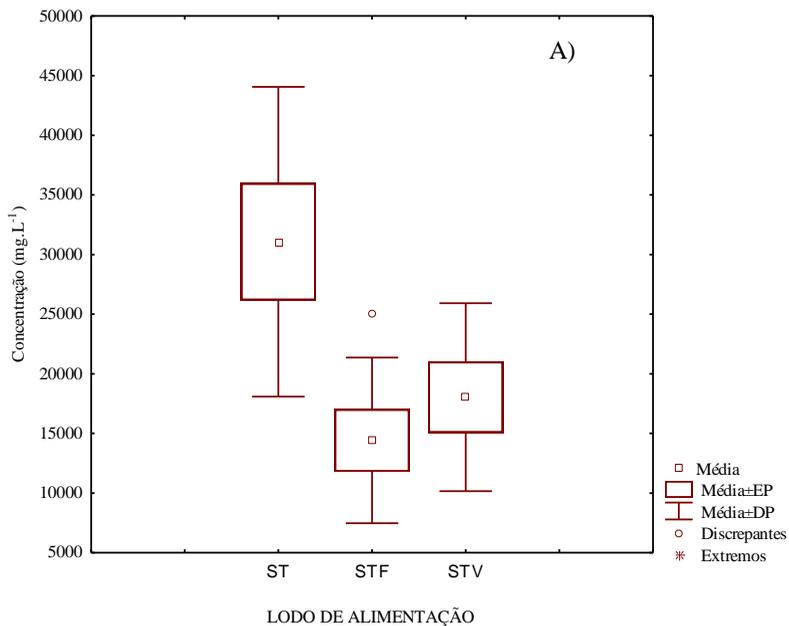
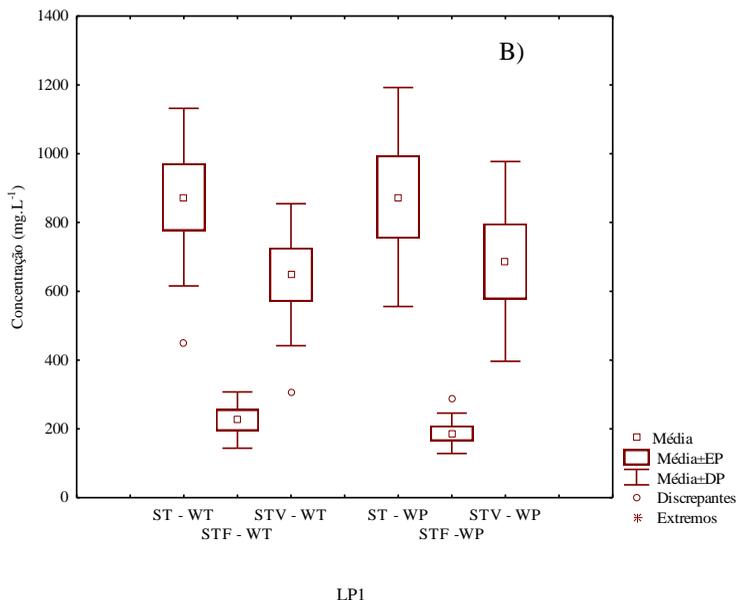


Figura 18 - Gráfico box plot com as médias, médias \pm erro padrão (EP), médias \pm desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de ST, STF e STV, avaliadas no lodo de alimentação (A) e nos LP₁ (B). (Cont.)

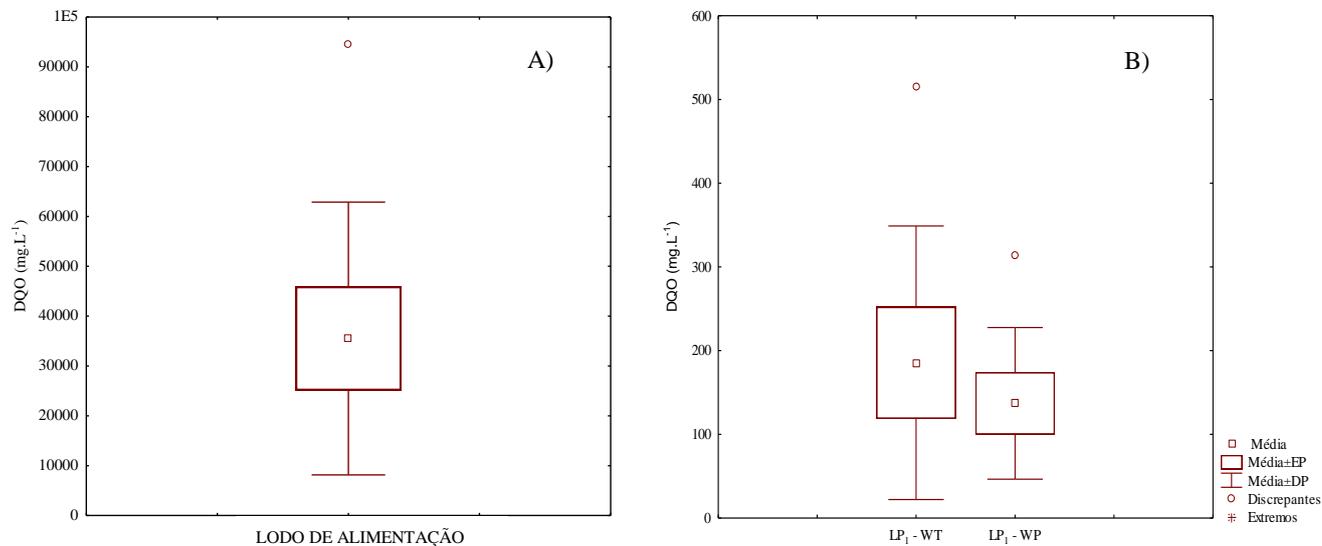


LP₁

Cofie *et al.* (2006) argumentam que as excelentes remoções de sólidos no lodo tratado em WCL revelam a capacidade do meio filtrante em separar os sólidos presentes no lodo do líquido. Nesse estudo foi possível constatar que a areia e o próprio lodo acumulado desempenharam um importante papel na retenção dos sólidos presentes no lodo, por meio do processo de filtração.

Quanto à eficiência de remoção da DQO, observa-se através das Tabelas 7 e 8 que ambos os WCL obtiveram 99% de eficiência na remoção da concentração e também da carga deste poluente. As DQO médias dos LP₁ foram 185 e 137 mg.L⁻¹ para WT e WP, respectivamente. Na Figura 19 estão apresentados gráficos *box plot* com a concentração de DQO do lodo de alimentação e dos LP₁ de WT e WP.

Figura 19 - Gráfico *box plot* com as médias, médias \pm erro padrão (EP), médias \pm desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de DQO, avaliadas no lodo de alimentação (A) nos LP₁ (B).



Diversos estudos demonstram valores relativamente baixos de DQO no líquido percolado, da ordem de 100 mg.L⁻¹. Uggetti *et al.* (2009) encontraram valores médios de 60-95 mg.L⁻¹. Magri *et al.* (2011), nos WCL alimentados com a taxa de 200 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ verificaram respectivamente, 154, 263 e 163 mg.L⁻¹ de DQO nos LP₁ de WCL com *Zizaniopsis*, *C. papyrus* e *Typha*. Entretanto, valores mais elevados (entre 500 e 6000 mg.L⁻¹) também são relatados na literatura (KENGNE *et al.*, 2008; VINCENT *et al.*, 2010; TROESCH *et al.*, 2009). Provavelmente estas variações ocorrem devido à carga orgânica aplicada, aspectos construtivos, operacionais e condições climáticas.

4.1.4 Recirculação do Líquido Percolado 1

A recirculação do líquido percolado (LP₁) em seus respectivos WCL foi aplicada como alternativa para o polimento deste, visto que o mesmo, apesar de ter apresentado em média eficiência de 80% no desaguamento e de 99% na remoção de carga poluidora, ainda apresentava altas concentrações de poluentes, principalmente de DQO e de sólidos. Salienta-se que a recirculação do LP₁ representa um importante parâmetro de operação de *wetlands* construídos para desaguamento de lodo que ainda não é muito utilizado, não tendo, portanto, dados comparativos na literatura.

Neste trabalho, o período de tratamento/desaguamento do LP₁ foi de sete dias. Observou-se que, assim como o desaguamento do lodo, o desaguamento do líquido percolado foi influenciado pelas macrófitas e pelas altas temperaturas incidentes no período. O volume de líquido recirculado e o volume de chuva incidente sobre os WCL no período, bem como o volume coletado na saída destes após o TDH de sete dias pode ser verificado na Tabela 9.

Tabela 9 - Desaguamento do LP₁ (efluente recirculado) após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias.

Ciclos	Volume aplicado em WT e WP (L)					Volume coletado (L)	
	Chuva	Recirculado WT	Recirculado WP	Volume total WT	Volume total WP	LP ₂ WT	LP ₂ WP
1	3,2	165	160	168	163	98	123
2	58	138	165	196	223	81	198
3	25	135	162	160	187	2	187
4	56	126	162	183	219	40	144
5	54	162	216	216	270	54	216
6	32	54	90	86	122	38	65
7	122	27	54	149	176	18	27
Média	50	115	144	165	194	47	129
DP	37	53	54	41	47	33	74
Máximo	122	165	216	216	270	98	216
Mínimo	3	27	54	86	122	2	27

$(V_{CH} + V_L)$ - Volume de água aplicado nos WCL (água da chuva (V_{CH}) + lodo (V_L); (LP₁ WT) - volume coletado de Líquido percolado 1 (LP₁) no WCL com *Typha*

(LP₁ WP) - volume coletado de Líquido percolado 1 (LP₁) no WCL com *Papyrus*

DP - Desvio Padrão.

Conforme visualizado na Tabela 9, o volume de efluente após a recirculação foi reduzido significativamente.

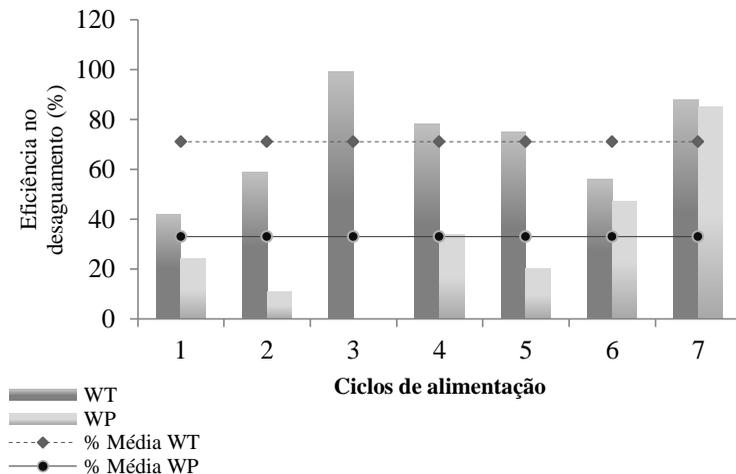
Nota-se que o volume de água coletado no WT após a recirculação e TDH de sete dias foi extremamente baixo. Conforme relatado na literatura, é característico da macrófita *Typha* altas reduções de volume de água quando esta é utilizada em WCL (UGGETTI *et al.*, 2012b).

É possível observar ainda que em WP também houve redução significativa do volume de efluente gerado, entretanto, não com a mesma intensidade quanto em WT.

Uma melhor noção da eficiência dos WCL quanto ao

desaguamento do LP₁ pode ser visualizada na Figura 20, onde estão apresentados e comparados os dados percentuais de redução de volume de efluente gerado após a recirculação em WT e WP.

Figura 20 - Percentual de redução de líquido percolado após tempo de detenção hidráulica (TDH) de sete dias.



Observando o gráfico ilustrado na Figura 20 é possível verificar que no primeiro ciclo a eficiência dos WCL no desaguamento foi de 42 e 24% para WT e WP, respectivamente. É possível perceber também, que WT foi aumentando e eficiência a partir do segundo ciclo, oscilando, até o último ciclo, entre os percentuais de 59-99%. O mesmo não aconteceu em WP, onde no segundo e terceiro ciclos a eficiência foi reduzida ou até nula. Somente a partir do quarto ciclo foi possível observar melhores eficiências de desaguamento no WP, as quais variaram entre 20-85% até o último ciclo. Destaca-se que o maior percentual de remoção em WT (99%), ocorrido no terceiro ciclo, contrasta com o menor percentual de remoção de WP (0%) ou nulo. Não foram encontradas justificativas plausíveis para o ocorrido neste ciclo.

Assim como no desaguamento do lodo, WT teve sempre as melhores eficiências de remoção de água após a recirculação e observou-se, igualmente, que a tendência de ambos os WCL foi aumentar a eficiência no desaguamento conforme as temperaturas médias do ar aumentavam. Ressalta-se também a eficiência da macrófita *Typha* no desaguamento de LP₁. As eficiências médias de WT e WP

quanto ao desaguamento de LP₁ foram, respectivamente, 71 e 33%, o que sugere que a recirculação é um bom tratamento no que diz respeito à redução de efluente gerado nos WCL.

Kengne *et al.* (2014) realizaram pela primeira vez na África subsaariana uma análise de desempenho de *wetlands* construídos para o polimento de líquido percolado do tratamento de lodo de tanque séptico, que consistiam em *wetlands* em série. Os estudos foram realizados em três *wetlands* construídos de 1 m² com aplicações semanais de 50, 100 e 150 L de LP₁. Dez horas após a aplicação de LP₁ nos *wetlands* os autores coletaram 27, 55 e 60% de água em relação às respectivas aplicações citadas anteriormente. Os autores afirmam que é provável que o líquido restante tenha ficado retido no material filtrante e tenham sido perdidos pela evapotranspiração. Para o balanço hídrico do desaguamento do LP₁ foram considerados, apenas, os volumes aplicados na superfície (LP₁ + água da chuva) e coletados na saída de cada WCL.

4.1.5 Qualidade do Líquido Percolado 2 (LP₂)

Neste item estão apresentados os resultados do monitoramento analítico e da eficiência dos WCL quanto à qualidade do LP₂. Para ambos os WCL os valores médios obtidos, bem como os respectivos desvios padrão estão apresentados na Tabela 10 em termos de concentração (mg.L⁻¹) e na Tabela 11 em termos de carga aplicada (g.m⁻². aplicação) do LP₁ e do LP₂.

Tabela 10 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) do LP₁ recirculado e do LP₂ do WT e do WP e eficiência dos WCL na recirculação quanto a redução na concentração de poluentes.

*Parâmetros	Líquido Percolado 1 LP ₁		Líquido Percolado 2 LP ₂		Eficiência da redução da concentração de poluentes (%)	
	WT	WP	WT	WP	WT	WP
	Média + DP	Média + DP	Média + DP	Média + DP	Média	Média
pH	6±0,3	6±0,2	6±0,4	6±0,2	n.a	n.a
DQO	185±163	137±90	94± 23	83±16	50	50
ST	874±258	874±318	987±247	841±264	0	4
STV	648±206	687±290	742±170	686±245	0	0,1
STF	226±82	187 ±59	245±102	150±45	0	20
SS	25±2	8±4	15±9	15±17	40	0
N-NH ₄ ⁺	4±2	3 ±1	2±0,3	2±1	50	30
P-PO ₄ ³⁻	3±1	2±1	1±1	1±0,3	67	50
N-NO ₃ ⁻	15±5	14±7	17 ±10	14±7	0	0

n.a - não aplicável

*Com exceção do pH todos os parâmetros físico-químicos estão expressos em (mg.L⁻¹).

Tabela 11 - Valores médios e Desvio Padrão (DP) do LP₁ recirculado e do LP₂ do WT e do WP e eficiência dos WCL na recirculação quanto a redução de carga poluente.

Parâmetros (g.m ⁻² .apl).	Recirculação Líquido Percolado 1 LP ₁		Líquido Percolado 2 LP ₂		Eficiência da recirculação (%)	
	WT	WP	WT	WP	WT	WP
	Média + DP	Média + DP	Média + DP	Média + DP	Média	Média
DQO	31±57	41±81	6±8	35±76	80	15
ST	61±33	75±39	26±15	69±39	44	10
STV	46±27	58±32	19±11	56±35	41	6
STF	15±8	16±8	6±5	12±6	50	18
SS	2±2	1±0,5	0,4±0,2	1±0,3	50	0
N-NH ₄ ⁺	0,3±0,2	0,2±0,2	0,05±0,03	0,1±0,1	72	31
P-PO ₄ ³⁻	0,2±0,1	0,2±0,01	0,05±0,05	0,06±0,03	80	64
N-NO ₃ ⁻	1,2±1	1,2±1	0,6±1	1±1	50	15

Nota-se, através da visualização da Tabela 10 que o pH do

efluente não oscilou após a recirculação. Mantendo-se em média em 6.

A concentração média de ST em WT e WP foi, respectivamente, 987 e 841 mg.L^{-1} tendo uma eficiência de remoção de apenas 4% em WP e nula em WT.

É perceptível o aumento da concentração da série de sólidos em LP_2 . Entretanto, visualizando a Tabela 11, verifica-se que, em relação à carga de ST, STF e STV houve eficiência de remoção para todos estes parâmetros, tendo, respectivamente para WT e WP, 44 e 10% de remoção de ST, 50 e 18% de STF e 41 e 6% de STV.

Esta eficiência de remoção da série de sólidos representada pela carga de poluente vem ao encontro ao que defendem Białowiec, Albuquerque e Randerson (2014), os quais afirmam que a concentração de compostos dissolvidos aumenta devido à redução do volume de água, por conseguinte, a eficiência de remoção calculada com e sem o equilíbrio de água não são as mesmas.

Em relação às concentrações médias de DQO dos LP_2 , estas foram 94 e 83 mg.L^{-1} respectivamente para WT e WP (Figura 21), tendo 50% de remoção na concentração em ambos os WCL para este parâmetro, o que é um bom indicativo da recirculação como um pós-tratamento para remoção da matéria orgânica. Kengne *et al.*, 2014 verificaram a remoção de 92% de DQO após o polimento do LP_1 em *wetlands* construídos. No tocante à remoção de carga da DQO, as remoções foram de 80 e 15% para WT e WP, respectivamente.

Em relação à matéria nitrogenada (Figura 22) pode-se constatar que as concentrações de amônia e nitrato observadas no LP_2 foram, respectivamente, 2 e 17 mg.L^{-1} em WT e 2 e 14 mg.L^{-1} em WP. A não oscilação nestes valores sugere que tenham ocorrido processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas durante a recirculação, o que só pode ser comprovado com análises mais aprofundadas.

Figura 21 - Gráfico *box plot* com as médias, médias mais erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de DQO, avaliadas nos LP₁ e nos LP₂ de WT e WP.

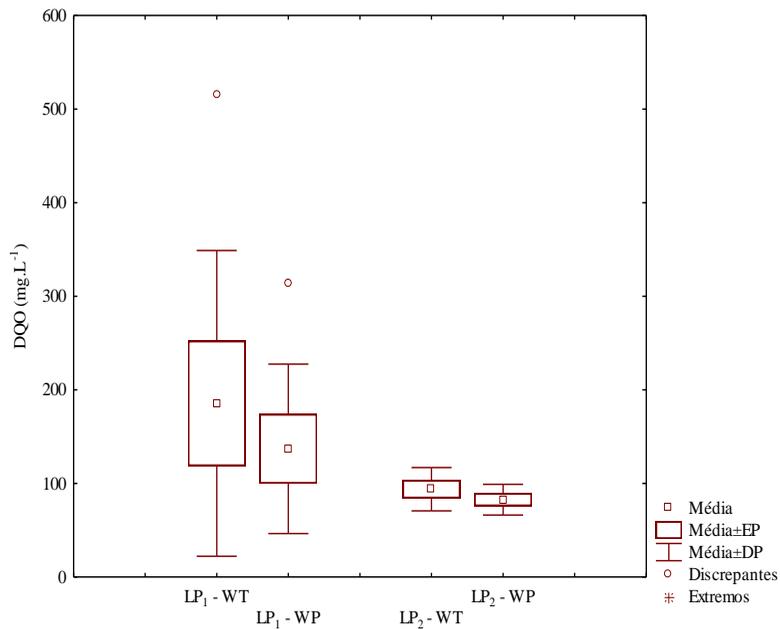
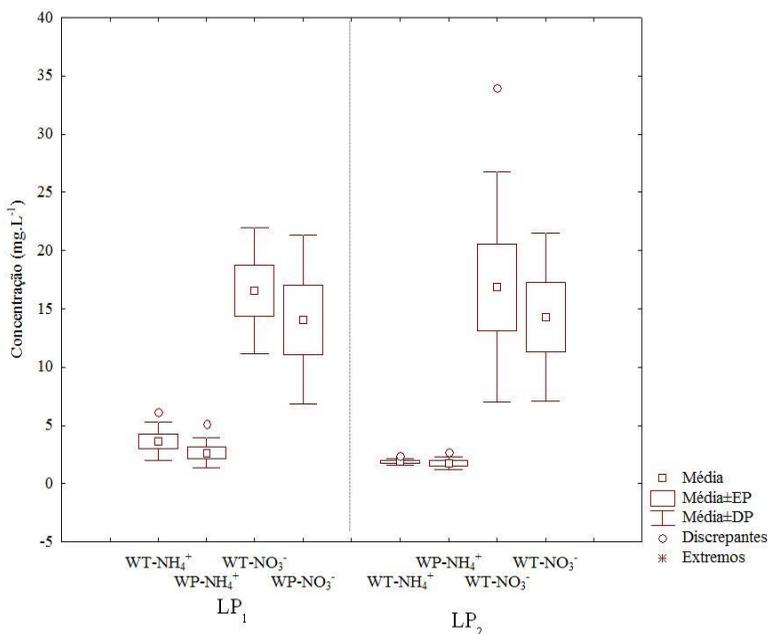


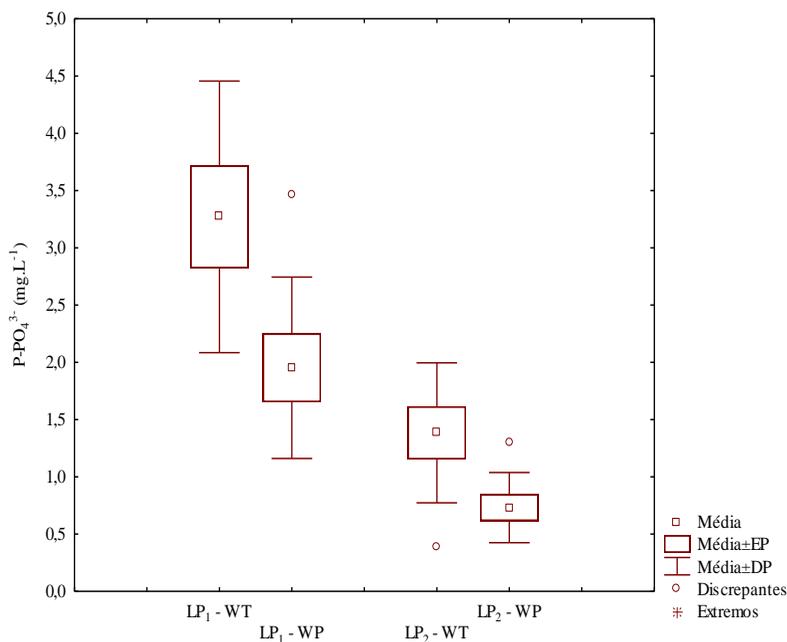
Figura 22 - Gráfico *box plot* com as médias, médias mais erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , avaliadas nos LP_1 e nos LP_2 de WT e WP.



O percentual de remoção da concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) ficou em 50 e 30%, respectivamente para WT e WP. Com o polimento do LP_1 em *wetlands* construídos, Kengne *et al.* (2014) conseguiram 70-90% de remoção de N-NH_4^+ . Neste trabalho não houve eficiência na remoção da concentração de nitrato em nenhum dos WCL. Fato que retoma a questão de se considerar os volumes aplicados e coletados nos WCL, pois em relação à carga de nitrato, foi possível verificar uma remoção de 50 e 15%, respectivamente para WT e WP. Kengne *et al.* (2014) relatam que o teor de nitrato era muito variável no efluente final, estando, na maioria das vezes, acima dos valores encontrados em LP_1 . Os autores enfatizam que uma possibilidade para aumentar o desempenho dos *wetlands* construídos para remoção do N inclui-se inundações, alternando, assim, condições anaeróbias e anóxicas para conseguir a nitrificação e a desnitrificação, ou utilizar sistemas híbridos (*wetlands* de fluxo vertical seguidos por *wetlands* de fluxo horizontal).

Quanto às concentrações de fósforo, foi possível verificar (Tabela 10) a remoção em WT e WP, respectivamente de 3 e 2 mg.L⁻¹ do LP₁ para 1 mg.L⁻¹ em ambos os LP₂ (Figura 23), com uma eficiência de 67 e 50% de remoção da concentração deste parâmetro após a recirculação do LP₁.

Figura 23 - Gráfico *box plot* com as médias, médias mais erro padrão (EP), médias mais desvio padrão (DP), discrepantes e extremos das concentrações de P-PO₄³⁻, avaliadas nos LP₁ e nos LP₂ de WT e WP.



No tocante à carga deste poluente, verificou-se uma eficiência de remoção de 80 e 64% para WT e WP, respectivamente. Novamente explicada pelo fato de se considerar o balanço hídrico nos WCL. Esta remoção pode estar relacionada ao armazenamento pelas plantas e microrganismos e também pela adsorção do P-PO₄³⁻ no material filtrante, visto que o TDH dos WCL era de sete dias.

4.2 FASE 2

Nesta fase foi avaliado o desempenho dos WCL quanto aos processos de estabilização⁴ e redução de patógenos, bem como as características agronômicas do lodo acumulado em suas superfícies. Destaca-se que a caracterização final foi realizada apenas em WT devido aos custos.

4.2.1 Considerações gerais sobre o acúmulo de lodo e aspectos climáticos

Ressalta-se que cerca de 20-24 cm de lodo já estavam acumulados nos WCL do experimento anterior (descrito em MAGRI *et al.*, 2011) e a eles foram somados, em média, 20 cm de lodo durante os três meses da Fase 1 deste estudo. Este elevado acúmulo de lodo em três meses deve-se a alta concentração de sólidos presente no lodo de alimentação, à elevada taxa de alimentação e ao bom desempenho dos WCL na retenção de sólidos durante o desaguamento.

Uggetti *et al.* (2009) enfatizam que a altura elevada da camada de lodo acumulado está relacionada com as maiores taxas aplicadas nos WCL. No trabalho realizado pelos autores na Catalunha, um acúmulo de 33 cm. ano⁻¹ de lodo foi registrado para aplicação de uma taxa de 125 Kg ST.m⁻².ano⁻¹. Considerando que o acúmulo de lodo durante o ano fosse linear haveria um acúmulo de 2,75 cm ao mês, ou 8,25 em três meses. No trabalho apresentado em Suntti (2010), dois WCL operados com taxas de 125 e 250 Kg ST .m⁻².ano⁻¹ acumularam em 90 dias de operação 5 e 15 cm de lodo, respectivamente. Visualizando o trabalho de Suntti (2010) e Uggetti *et al.* (2009) percebe-se que o acúmulo de lodo nesta pesquisa (\pm 20 cm em três meses) com aplicação da taxa de 280 Kg ST.m⁻².ano⁻¹ em média, está dentro do esperado.

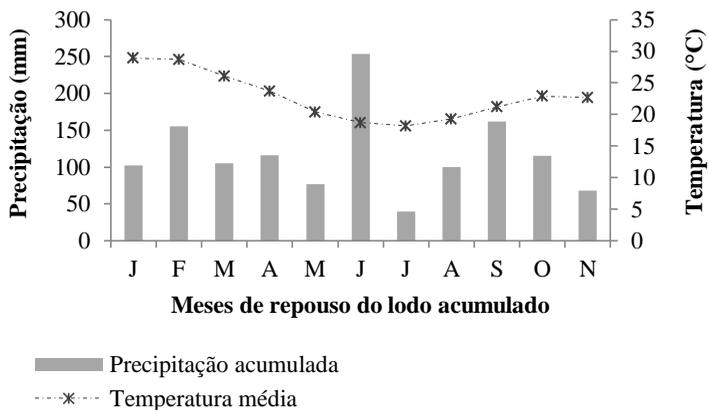
Durante esta fase a única fonte de água sobre os WCL era a pluvial. O aporte de nutrientes às macrófitas era realizado pelo lodo acumulado na superfície dos WCL e também, no decorrer do tempo, pela liberação de nutrientes causada pela senescência/morte das próprias plantas.

A altura da camada de lodo logo após a última alimentação era 44 e 42 cm para WT e WP respectivamente. Durante todo o período de monitoramento da Fase 2 a altura da camada de lodo e a temperatura

⁴ Neste trabalho a estabilização foi considerada como sendo a secagem do lodo, redução das frações voláteis e carbonáceas, bem como as transformações das frações nitrogenadas.

interna desta oscilaram conforme as condições climáticas incidentes no período. A temperatura interna da camada de lodo foi sempre igual em ambos os WCL. Esta fase teve início no verão de 2013 e estendeu-se até o final da primavera de 2014. As condições climáticas para o período estão apresentadas na Figura 24.

Figura 24 - Temperaturas médias e precipitação pluviométrica ocorridas durante o monitoramento da Fase 2.



A temperatura média no mês de Janeiro (primeiro mês de monitoramento da Fase 2) foi 29 °C. A precipitação pluviométrica acumulada para o mês foi 102 mm, sendo que na segunda e quarta semana não houve incidência de chuva.

A umidade do lodo acumulado foi 62 e 63% em WT e WP, respectivamente, o que permitiu classificar o lodo como um sólido duro. Essa classificação foi dada através do valor de referência citado por Van Haandel e Letinga, (1994) apud Von Sperling e Gonçalves (2001), onde sólido duro é considerado como o lodo com umidade entre 40-65%. Ressalta-se que, caso este lodo tivesse umidade maior que 65% este seria classificado como torta semissólida. A altura da camada de lodo em ambos WCL após um mês de repouso diminuiu para 36 cm, ou seja, esta foi reduzida 8 cm em WT (de 44 para 36 cm) e 6 cm em WP (de 42 para 36 cm).

Durante o segundo mês de monitoramento a temperatura média do ar se manteve em 29 °C e a temperatura máxima chegou a 36,5 °C. Neste mês houve maior precipitação, a qual ocorreu em poucos dias de

chuva (nove dias), porém em maior intensidade, acumulando 155 mm no final do mês de Fevereiro. A altura da camada de lodo em WT e WP aumentou para 37 e 38 cm respectivamente. Esse aumento da altura da camada de lodo se deu, principalmente, pela ocorrência de chuva na semana que antecedeu a coleta.

No mês de Março uma redução das temperaturas médias já era perceptível e, igualmente ao mês de Fevereiro, ocorreram poucos dias de chuva sendo que o total acumulado no mês chegou a 105 mm. Estas condições climáticas somadas ao tempo de repouso da camada de lodo fizeram com que este secasse ainda mais.

Observou-se que a camada superficial de lodo estava mais espessa e com fissuras visualmente um pouco mais espaçadas em relação ao mês anterior. A altura da camada de lodo no mês de março era 32 e 35 cm para WT e WP e a temperatura interna da camada de lodo era 25 °C.

As temperaturas médias do ar foram reduzindo gradativamente durante os meses de Abril (23,7 °C) a Julho (18,2 °C) de 2014, o que é típico para a época do ano (outono/inverno) na região. Em relação à precipitação pluviométrica, no mês de Abril o acumulado chegou a 116 mm em quinze dias de chuva, superior ao mês de Maio, onde em dez dias de chuva acumularam 77 mm. Durante estes quatro primeiros meses de repouso foi perceptível a mudança na coloração da camada superficial do lodo acumulado de cinza escuro para cinza claro.

No quarto mês o lodo acumulado estava mais seco em comparação com o primeiro mês de monitoramento (umidade 45%) estando também muito mais compactado e quebradiço. A altura da camada de lodo em WT e WP era respectivamente 33 e 35 cm e a temperatura interna da camada de lodo era 16 °C.

No mês de Junho a precipitação pluviométrica acumulada foi 254 mm em quinze dias de chuva, quase o dobro do volume acumulado nos meses com as mesmas quantidades de dias de chuva (Janeiro, Março e Abril). Ao contrário do mês de Junho, em Julho ocorreu pouca precipitação e foram acumulados apenas 40 mm de chuva. Neste mês ocorreu o colapso das macrófitas, ou seja, as plantas secaram e a maior parte morreu.

As semanas sem chuva foram cruciais para a senescência das plantas. Este fato resultou em uma redução da densidade de plantas nos WCL principalmente no WT. A *Typha* sofre consideravelmente mais com a falta de água se comparada a outras macrófitas, por exemplo, o *C. papyrus*. Estas dificuldades de adaptação desta macrófita a sistemas de lodo já foram apresentadas em estudos anteriores (Kooattatep *et al.*,

2005; Magri *et al.*, 2011).

A temperatura média foi aumentando gradativamente do mês de Agosto (19,3 °C) até o final do experimento (22,7 °C) e os WCL foram recuperando a vegetação (novos brotos foram surgindo). Nos últimos quatro meses de monitoramento (Agosto a Novembro) o acumulado de chuva para cada mês foi 100, 162, 115 e 68 mm, respectivamente ocorridos em 7, 16, 8 e 6 dias de chuva. A temperatura interna da camada de lodo oscilou entre 24 e 25 °C durante estes últimos meses. A altura da camada de lodo no final do experimento era 32 e 34 cm respectivamente em WT e WP, tendo a camada de lodo acumulado reduzido, desde a última alimentação com lodo, cerca de 10-12 cm.

A umidade registrada em ambos WCL no final do experimento foi de 42 e 47%, respectivamente para WT e WP, que de acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) apud Von Sperling e Gonçalves (2001) classifica o lodo como sólido duro (umidade de 40-65%). Cabe salientar, ainda segundo os mesmos autores, que um lodo com umidade de 15 a 40% é classificado como lodo em grânulos. A aparência final do lodo acumulado depois de homogeneizado era semelhante à de húmus. As raízes das plantas, juntamente com as palhas das próprias macrófitas e o lodo acumulado formavam um composto com odor agradável de terra. Destaca-se que desde o primeiro mês de monitoramento não ocorreram odores desagradáveis ou atratividade de vetores, como moscas, baratas ou roedores nos WCL.

4.2.2 Características físico químicas do lodo acumulado

Nas Tabelas 12 e 13 estão apresentados os valores de umidade, pH, série de sólidos, carbono orgânico total (COT), Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), nitrogênio amoniacal total (N-NH₃), e nitrogênio nítrico (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻) no lodo acumulada no *wetland* construído - *Typha* (WT) e *wetland* construído - *C. papyrus* (WP), respectivamente.

Tabela 12 - Caracterização do lodo em WT em termos de Umidade (U), Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV), SV:ST, pH, Carbono orgânico total (COT), Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio amoniacal total (N-NH₃), Nitrogênio nítrico (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻).

<i>Wetland Typha – WT</i>										
Data/ Parâmetros	U%	ST%	STV%	STF%	SV:ST	pH	COT (%m/m)	NTK (%m/m)	N-NH ₃ (%m/m)	N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻ (%m/m)
Janeiro	62	38	36	64	0,94	6,1	19	1,2	0,3	0,2
Fevereiro	29	71	28	72	0,39	7,0	n.r	n.r	n.r	n.r
Março	43	57	36	64	0,64	5,4	18	1,5	0,4	0,07
Abril	45	55	28	72	0,52	5,9	n.r	n.r	n.r	n.r
Maiο	38	62	22	78	0,36	5,3	n.r	n.r	n.r	n.r
Junho	47	53	36	64	0,68	5,1	16	0,3	0,3	0,1
Julho	50	50	34	66	0,69	5,8	n.r	n.r	n.r	n.r
Agosto	51	49	35	65	0,70	5,9	17	0,7	0,3	0,06
Setembro	43	57	42	58	0,74	5,7	n.r	n.r	n.r	n.r
Outubro	46	54	28	72	0,52	5,7	n.r	n.r	n.r	n.r
Novembro	42	58	31	69	0,53	5,8	n.r	1,8	n.r	n.r

n.r. não realizado

Tabela 13 - Caracterização do lodo em WP em termos de Umidade (U), Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV), SV:ST, pH, Carbono orgânico total (COT), Nitrogênio total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio amoniacal total (N-NH₃), Nitrogênio nítrico (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻).

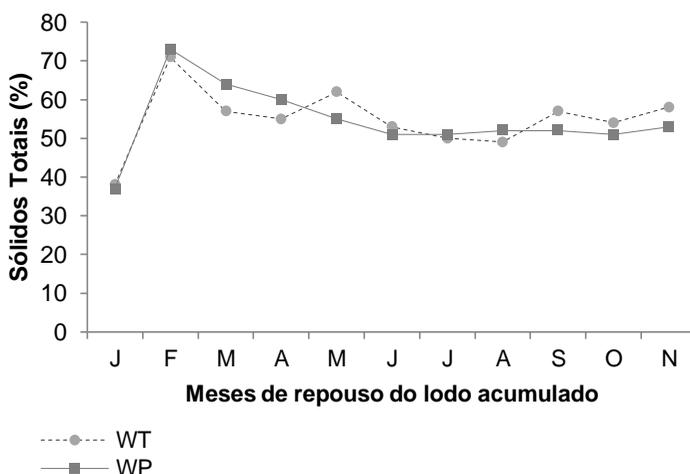
<i>Wetland C. papyrus</i> – WP										
Data/ Parâmetros	U%	ST%	STV%	STF%	SV:ST	pH	COT (%m/m)	NTK (%m/m)	N-NH ₃ (%m/m)	N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻ (%m/m)
Janeiro	63	37	36	64	0,97	6,1	19	0,7	0,3	0,1
Fevereiro	27	73	22	78	0,31	6,8	n.r	n.r	n.r	n.r
Março	36	64	38	62	0,59	5,5	19	0,3	0,3	0,07
Abril	40	60	29	71	0,49	5,7	n.r	n.r	n.r	n.r
Maiο	45	55	32	68	0,59	5,4	n.r	n.r	n.r	n.r
Junho	49	51	38	62	0,74	5,1	15	0,5	0,3	0,1
Julho	49	51	24	76	0,47	5,7	n.r	n.r	n.r	n.r
Agosto	48	52	27	73	0,53	5,8	19	0,4	0,4	0,1
Setembro	48	52	39	61	0,75	5,9	n.r	n.r	n.r	n.r
Outubro	49	51	21	79	0,42	5,8	n.r	n.r	n.r	n.r
Novembro	47	53	27	73	0,51	5,5	n.r	n.r	n.r	n.r

n.r. não realizado

Quando o lodo é aplicado sobre os WCL ele possui alto teor de água (normalmente em torno de 98-99%). A umidade do lodo foi significativamente reduzida para 62-63% já no primeiro mês de repouso sendo que no final do experimento a umidade era 42-47% para WT e WP respectivamente (Tabelas 12-13; Figura 25). Uggetti *et al* (2011a) verificaram a redução de umidade do lodo para até 82% após o primeiro mês de repouso do lodo acumulado. Stefanakis e Tsihrintzis (2012c) observaram também uma umidade de 65% para o período de 3 semanas de repouso do lodo no verão em clima mediterrânico (temperatura média 25°C). Esta variação é influenciada pelas características do lodo de alimentação e pelas condições climáticas incidentes no local em que os WCL estão inseridos. Durante os meses mais quentes (primavera e verão) as condições climáticas (temperaturas mais elevadas e altas taxas de evapotranspiração) aumentam a desidratação do lodo acumulado, sendo assim, valores mais elevados de ST são encontrados.

A redução na altura da camada de lodo durante o período de repouso (conforme descrito no subitem 4.2.1) é confirmada pelo aumento na concentração de ST, e observa-se que o maior percentual de secagem ocorreu logo após cessada a alimentação (primeiro mês), sendo que depois houve pouca variação na concentração de sólidos totais.

Figura 25 - Teor de Sólidos Totais (ST) durante os meses de repouso do lodo acumulado na superfície do WT e WP.



Conforme apresentado na Figura 25 é perceptível que ambos os

WCL tiveram um comportamento similar durante todo o período de monitoramento.

Comparando-se o teor de sólidos totais do primeiro (38 e 37%) e último mês de monitoramento da Fase 2 (58 e 53%) é possível verificar que o lodo teve um aumento considerável deste parâmetro em 20 e 16% em WT e WP respectivamente.

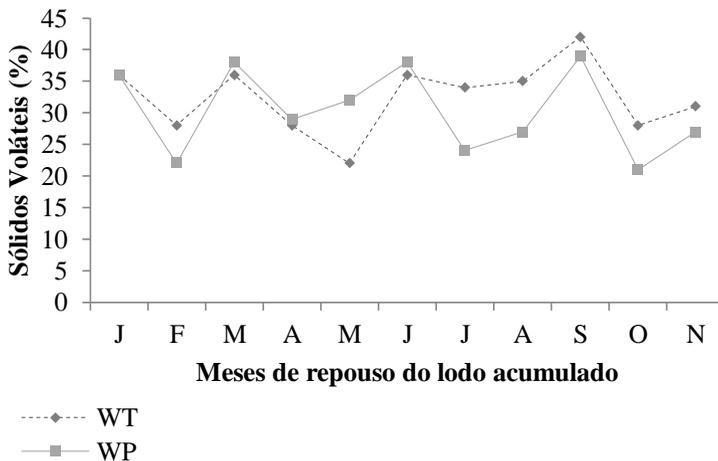
Estes resultados revelam os efeitos positivos e a importância da fase final de repouso. Stefanakis *et al.*, 2011a-b afirmam que durante a fase final de repouso o teor de ST no lodo acumulado pode ser até o dobro se comparado ao teor de ST do lodo de alimentação. O volume do lodo pode ser reduzido significativamente em até 90% com relação ao volume aplicado, e o teor de ST pode atingir mais de 40%.

4.2.3 Estabilização do lodo acumulado

A parcela de ST que tem composição orgânica é representada pelos SV. Este é um importante parâmetro monitorado no lodo acumulado, utilizado como um indicador da sua estabilização biológica.

Entretanto, para avaliar o desempenho dos WCL quanto ao processo de estabilização deve-se considerar o resultado da porcentagem média de SV encontrada no lodo de alimentação (58%). Este percentual, conforme mencionado no item 4.1.1, é um indicativo de que o lodo já se encontrava estabilizado no TS. Neste trabalho, foi possível verificar uma redução de 22% de SV em ambos WCL durante a Fase 1 (Tabelas 12 e 13). Conforme relatam Stefanakis, Akratos e Tsihrintzi, (2014) a redução de SV durante o processo de desaguamento atinge e ultrapassa frequentemente os 30% do teor inicial de SV do lodo de alimentação e, dependendo do tipo de lodo, este valor pode ser ainda maior. Comparada à Fase 1, na Fase 2 a redução de SV não foi tão expressiva. Na Figura 26 é possível visualizar o comportamento do teor de SV no decorrer dos meses de repouso do lodo acumulado.

Figura 26 - Teor de Sólidos Voláteis (SV) durante os meses de repouso do lodo acumulado na superfície do WT e WP.



Observando o gráfico ilustrado na Figura 26, percebe-se que houve uma redução de SV comparando-se o primeiro mês com o último. Em WT, no primeiro mês da Fase 2 o teor de sólidos voláteis encontrava-se em 36% reduzindo para 31% no final do experimento. O mesmo ocorreu em WP, onde no primeiro mês o teor de sólidos voláteis também era 36% reduzindo para 27% no último mês de monitoramento.

Neste trabalho, portanto, houve redução de 5% de SV em WT e de 9% em WP comparando o primeiro com o último mês de monitoramento do lodo acumulado. Isso é um bom indicativo da estabilidade do lodo, e ressalta-se que a maior redução de SV ocorreu durante o período de alimentação dos WCL com lodo (22%) e não no período de repouso (5 e 9%), respectivamente.

A Resolução CONAMA 375/2006 estabelece que a concentração de SV deva ser reduzida em 38% ou mais no que tange aos critérios para verificação da adequação do processo de redução da atratividade de vetores. Conforme mencionado o lodo removido do TS já se apresentava estabilizado (SV:ST= 58%), e por isso, desde o início não apresentava odores ou aparente atratividade de vetores. Mesmo não tendo alcançado o percentual estimado pela Resolução CONAMA, deve-se considerar os valores baixos de SV obtidos no lodo acumulado no final do experimento (31-27%), pois em lodo oriundo de tratamento mecanizado, por exemplo, em centrifuga, a concentração final de SV pode ser tão alta

quanto 70% (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZI, 2014).

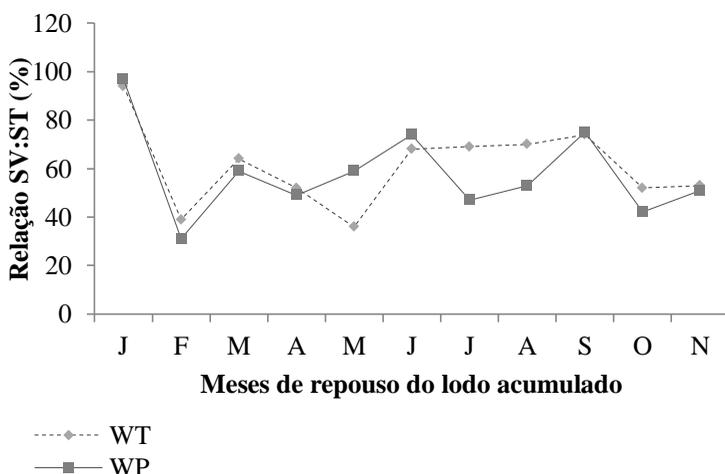
Cabe salientar, de acordo com Stefanakis, Akratos e Tsihrintzi, (2014) que geralmente as partes mais profundas da camada de lodo são mais desidratadas e contem um teor mais elevado de ST e menor de SV do que o lodo mais superficial acumulado nos WCL. Entretanto, segundo os mesmos autores, à medida que aumenta o tempo de repouso esta diferença passa a não ser tão significativa.

No início do período de avaliação deste trabalho foi realizada a análise dos sólidos ao longo do perfil vertical da camada de acúmulo de lodo. No entanto, não foram detectadas diferenças na constituição dos sólidos, e a partir daí decidiu-se por prosseguir o trabalho com a homogeneização da amostra coletada no perfil vertical.

Stefanakis, Akratos e Tsihrintzi, (2014) enfatizam que no trabalho realizado por Kim e Smith (1997) apenas um decréscimo de 5% em SV entre as partes superiores e inferiores foi encontrado. E que no período de repouso do lodo acumulado a diferença de SV entre as profundidades se iguala devido à redução significativa de SV na superfície do WCL.

Como relatado, o tempo de repouso foi caracterizado por certa estabilização no lodo acumulado indicado pela relação SV:ST. Esta relação ao longo dos meses pode ser visualizada na Figura 27.

Figura 27 - Relação entre Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV:ST) durante os meses de repouso do lodo acumulado na superfície do WT e WP.



Pode-se perceber pela Figura 27 e Figura 25 (ST) que a maior secagem que ocorreu nos dois primeiros meses culminou na elevação do percentual de ST e conseqüentemente na diminuição da relação de SV:ST. Observa-se ainda que após esta diminuição mais acentuada nos primeiros meses, a relação variou em menor grau ao longo do período restante de monitoramento, ficando entre 74 e 32% no WT e 75 e 36% no WP. No último mês de monitoramento estes valores passaram a 53 e 51%, o que indica, de acordo com os valores citados na literatura e, principalmente de acordo com a Resolução nº 375/2006 (CONAMA) (BRASIL, 2006), que o lodo final pode ser considerado estável, pois possui a relação SV:ST inferior a 0,70 ou 70%.

Salienta-se também que, apesar de a estabilização do lodo ser muitas vezes implícita por uma redução no teor de SV esta expressão dá apenas uma indicação da taxa de biodegradação da matéria orgânica, mas não dá qualquer informação relativa à inativação da comunidade microbiana sendo necessário, portanto, análise de patógenos (que serão mencionadas posteriormente).

De acordo com o apresentado nas Tabelas 12 e 13 verifica-se que a concentração de COT em WT oscilou de 19 a 16%, sendo que o menor resultado ocorreu no mês de Junho. A concentração de COT em WP manteve-se em 19% desde o primeiro mês de monitoramento, reduzindo a 15% apenas no mês de Junho. Já a concentração de N-NH₃ se manteve estável durante todo o período de monitoramento da Fase 2, oscilando entre 0,3 e 0,4% em ambos os WCL. O mesmo não ocorreu com o teor de NT em WT e WP, destacando que em WT este variou de 1,2 a 1,83% do primeiro ao último mês de monitoramento. Este fato pode ser justificado pela liberação de N no lodo pelas plantas e também pela variação amostral e analítica. Uggetti *et al.* (2011a) também verificou concentrações baixas de NT (em torno de 5%), o que também foi observado em estudos anteriores (Stefanakis *et al.*, 2009).

Ressalta-se que na ausência de novas alimentações com lodo, a tendência é que ocorra uma elevação da taxa de nitrificação, o que se verifica pelo aumento da produção de nitrato (Stefanakis; Tsihrintzis, 2012c) que geralmente é lixiviado do sistema quando da incidência de chuva. O teor de nitrogênio oxidado (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻) variou pouco durante o período de repouso do lodo, sendo que com os dados coletados não pôde ser comprovada a elevação significativa da taxa de nitrificação. No WT o nitrogênio oxidado reduziu de 0,2 a 0,06% e em WP ele variou entre 1 e 0,07%. Observa-se que a leve diminuição do pH (Tabela 13) somada à diminuição do percentual de nitrogênio oxidado podem indicar a presença simultânea dos processos de nitrificação e

desnitrificação. No entanto, como já citado anteriormente, estes dados não são suficientes para se concluir sobre estes processos.

O pH do lodo acumulado manteve-se próximo a 6 durante todo o monitoramento da segunda fase, um pouco abaixo do pH do lodo de alimentação que era próximo a 7, indicando que o período de repouso e as reações bioquímicas que ocorrem durante este, principalmente a oxidação de frações de matéria orgânica remanescente, proporcionaram uma pequena acidificação do lodo acumulado nos WCL. De acordo com Stefanakis, Akratos e Tsihrintzi, (2014) valores de pH tendem a estar ligeiramente ácidos, entorno de 6,5-7,0, no lodo acumulado. Stefanakis *et al.*, 2011b relatam que durante a fase de repouso, os valores de pH baixaram de 8,7 do lodo de alimentação para abaixo de 6,5 no lodo acumulado. Os autores atribuíram este comportamento à produção de ácido na decomposição contínua da matéria orgânica restante.

Para todos os parâmetros físico-químicos listados nas Tabelas 12 e 13, ambos WCL tiveram comportamento semelhante. Isso indica que o tipo de macrófita, que é o único parâmetro de projeto que os diferencia, não teve influência direta sobre estes nos processos de estabilização do lodo acumulado.

4.3 ASPECTOS LEGAIS RELATIVOS À DISPOSIÇÃO FINAL OU USO AGRÍCOLA DO LODO ACUMULADO

4.3.1 Parâmetros máximos segundo a Resolução CONAMA 375/2006

A classificação para o uso agrícola de lodo deve respeitar os limites máximos de concentração de poluentes e patógenos especificadas no Brasil pela Resolução CONAMA 375/2006. Na Tabela 14 estão apresentadas as concentrações de algumas das principais substâncias inorgânicas encontradas no lodo acumulado em WT, bem como as concentrações máximas estabelecidas pela Resolução CONAMA. Ressalta-se que a caracterização final foi realizada somente em WT devido ao fato de ambos os WCL terem se mostrado muito semelhantes em suas características físico-químicas e microbiológicas ao longo do período de monitoramento da Fase 2.

Tabela 14 - Caracterização do lodo acumulado em WT após tratamento e valores padrão da resolução CONAMA 375/2006.

Substâncias Inorgânicas	Resultado Lodo acumulado WT (mg.Kg ⁻¹ , base seca)	Concentração Máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg.Kg ⁻¹ , base seca)
Cobre	108	1500
Molibdênio	0,54	50
Níquel	21,6	420
Zinco	378	2800

Pode ser observado pela Tabela 14 que as concentrações encontradas foram pequenas e estão bem abaixo do limite máximo permitido pela resolução citada, o que era esperado em função das características do lodo desta pesquisa (predominantemente doméstico).

De acordo com os dados coletados a concentração final de metais no lodo acumulado permitem que este seja utilizado para reúso, obviamente desde que atenda aos limites de patógenos e aos preceitos da caracterização do potencial de aplicação deste lodo como fertilizante agrícola. É importante destacar que de acordo com vários estudos, entre eles Kolecka e Obarska-Pempkowiak (2013) e Matamoros *et al.* (2012), mesmo após muitos anos de funcionamento (respectivamente 15 e 20 anos), o teor de metais pesados na camada de lodo acumulado foi abaixo dos limites legais, o que mostra que a taxa de acumulação em WCL é de fato muito lenta e o material final de lodo pode ser apropriado para a aplicação no solo.

A presença de microrganismos patogênicos no lodo acumulado representa outro fator limitante que possui um risco potencial para a saúde pública se este for usado para aplicação no solo. Portanto, a Resolução CONAMA 375/2006 preconiza os valores máximos de indicadores microbianos fecais/patógenos para o uso de lodo no solo. Na Tabela 15 estão apresentadas as concentrações máximas permitidas de microrganismos no lodo e derivados de acordo com a Resolução, juntamente com os resultados deste trabalho. Observa-se que os microrganismos citados na resolução são para o grupo das bactérias: coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli* e *Salmonella* spp.; para o grupo dos vírus: vírus entéricos ou adenovírus; e para o grupo dos helmintos não há especificação.

Observando a Tabela 15, verifica-se que houve uma redução

significativa quanto aos patógenos. *Salmonella* estava ausente em todas as amostras, assim como o adenovírus. Em relação a *E.coli* após 11 meses de repouso foi observado que os valores (menor que 10^2 NMP.g⁻¹) atendiam aos limites da Resolução.

Tabela 15 - Concentrações de microrganismos no lodo acumulado em WT após tratamento, e concentrações máximas permitidas pela resolução CONAMA 375/2006.

Microrganismo	Lodo acumulado inicial	Lodo acumulado final	Concentração máxima permitida CONAMA	
			Classe A	Classe B
Coliformes totais (NMP.g ⁻¹)	4,6x10 ⁶	6,9x10 ⁵		
<i>Escherichia coli</i> (NMP.g ⁻¹)	3,0x10 ⁴	< 10 ²	< 10 ³ CTer NMP.g ⁻¹	< 10 ⁶ CTer NMP.g ⁻¹
<i>Enterococcus faecalis</i> (NMP.g ⁻¹)	3,7x10 ⁵	3,6x10 ⁵		
<i>Salmonella</i> spp. (NMP.g ⁻¹)	1,6x10 ³	Não detectado	Não detectável em 10g ST	-
Adenovírus humano tipo 2 (CG.mL ⁻¹)	1,1x10 ⁴	Não detectado	< 0,25 vírus entéricos e adenovírus UFP ou UFF.g ⁻¹	-
Ovos viáveis de <i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos.g ⁻¹)	Não detectado	Não detectado	< 0,25 ovo.g ⁻¹	< 10 ovo.g ⁻¹

Já as concentrações de coliformes totais e *Enterococcus faecalis* no lodo final permaneceram altas em relação ao lodo acumulado inicial. Ressalta-se, entretanto, que estes microrganismos não tem sido reportados como bons modelos para avaliação do potencial de higienização de processos em função da sua dinâmica de crescimento (MAGRI, 2013). Salienta-se que não foi possível garantir sobre o potencial de redução de ovos de *Ascaris lumbricoides* nos WCL, pois estes microrganismos não foram detectados no início do monitoramento da Fase 2.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 15,

comparados com a resolução, o lodo após 11 meses de tratamento nos WCL está em conformidade com os respectivos limites legais e pode ser caracterizado como Classe A, sendo, portanto, segundo a Resolução CONAMA 375/2006, permitida à aplicação deste lodo em solo, com a ressalva de que fica proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens e cultivo de oleícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. A Resolução cita ainda que toda aplicação de lodo de esgoto e produtos derivados em solos agrícolas deve ser obrigatoriamente condicionada à elaboração de um projeto agrônomo para as áreas de aplicação.

A persistência dos patógenos no lodo é comumente aumentada em baixas temperaturas, pH neutro e barreiras físicas contra radiações ultravioleta. De fato dentro dos WCL as altas temperaturas necessárias para a higienização não são alcançadas, e por esta razão pós-tratamentos são necessários em muitos casos.

Enfatiza-se que o tempo de repouso necessário para se obter um produto adequado para a agricultura é estritamente dependente das características do lodo e das condições climáticas, como a temperatura ou chuvas. Conforme apresentado no item 4.2.1 as condições climáticas durante o período de repouso do lodo acumulado foram caracterizadas por temperaturas médias de 23 °C, no entanto, as temperaturas mais elevadas nos meses de janeiro, fevereiro e março e os períodos de estiagem e de pouca chuva, foram favoráveis a uma redução mais efetiva dos patógenos avaliados.

4.3.2 Parâmetros mínimos segundo a IN MAPA 25/2009

Esta parte do trabalho tem como objetivo verificar as propriedades do lodo acumulado como biossólido, ou seja, verificar o seu potencial como fertilizante para aplicação agrícola. De acordo com a Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (IN MAPA 25/2009) é necessária a concentração mínima de nutrientes para garantir as dosagens apropriadas do lodo para aplicação como fertilizante. Na Tabela 16 estão apresentados os valores obtidos na análise final do lodo acumulado e os valores preconizados pela IN MAPA.

Comparando os dados obtidos no lodo acumulado no final do período de repouso com os requisitos para fertilizantes orgânicos da IN 25/2009 pôde-se avaliar o potencial de utilização deste subproduto na agricultura. Em geral o lodo de esgoto apresentou uma variedade grande

de macronutrientes primários e secundários, o que lhe classificaria como um fertilizante composto. Ainda de acordo com a instrução normativa este subproduto faz parte da Classe D, que é a que enquadra os produtos derivados de despejos sanitários em estado sólido.

Tabela 16 - Caracterização do lodo acumulado em WT após 11 meses de repouso no WT e teores mínimos exigidos pela Instrução Normativa do MAPA para fertilizantes orgânicos derivados de despejos sanitários classe D (sólidos).

Parâmetro	Resultado Final WT	IN MAPA
COT (%)	16,65	15
NT (%)	1,83	0,5
NH ₃ (%)	0,62	CD
NO ₃ ⁻ NO ₂ ⁻ (%)	0,10	CD
pH	6	6
Relação C:N	9	20
U (%)*	46	70
P ₂ PO ₅ (%)	1,25	CD
K ₂ O (%)	0,02	CD
CTC (mmol.Kg ⁻¹)	492,5	CD
S (%)	0,23	1,0
B (%)	0,01	0,03
Ca (%)	1,13	1,0
Cu (%)	0,02	0,05
Co (%)	0,0007	0,005
Fe (%)	1,43	0,2
Mg (%)	0,15	1,0
Mn(%)	0,01	0,05
Mo (%)	< 0,0001	0,005
Ni (%)**	0,004	0,005
Zn (%)	0,07	0,1

CD – Conforme declarado (Segundo a IN não existe limite mínimo para estes macronutrientes primários, no entanto, os valores devem estar descritos nos fertilizantes orgânicos, quando comercializados). *Umidade máxima permitida. **De acordo com a tolerância permitida pela IN MAPA quanto aos limites de deficiência, Ni está em conformidade.

Em conformidade com a IN MAPA	Em inconformidade com a IN MAPA
-------------------------------	---------------------------------

Como a IN 25/2009 regulamenta fertilizantes orgânicos, o teor de matéria orgânica mínimo recomendado na mesma é de 15%. O teor de matéria orgânica encontrado no lodo acumulado foi de 16,65%, superior ao que preconiza a instrução.

O teor de nitrogênio total encontrado no lodo acumulado no final do experimento foi quase o triplo do que o mínimo recomendado pela IN e a relação entre C:N ficou, portanto, abaixo do recomendado pela IN, no entanto, isso não é necessariamente uma característica ruim. Só significa que se tem um percentual de N elevado e, para tanto, deve ser observada a capacidade máxima de recebimento de N no solo.

Em relação à concentração final de fósforo (P_2PO_5), esta foi 1,25%. Concentrações mais baixas foram encontradas por Uggetti *et al.* (2011a), especialmente no último monitoramento (0,01%), provavelmente devido à imobilização de fosfato nas células microbianas ou pela absorção das plantas (PERUZZI *et al.*, 2009).

O teor de potássio neste estudo foi baixo, 0,02%ST. O potássio, assim como o nitrogênio é altamente solúvel em água, e durante o processo de tratamento de esgotos permanece em grande parte na fase líquida, ou seja, nos efluentes, deixando o lodo de esgoto empobrecido deste elemento.

Os teores de NPK do lodo acumulado foram de 1,83/1,25/0,02. De acordo com a literatura a relação desbalanceada dos nutrientes do lodo de esgoto acaba persistindo por ocasião da sua mineralização, o que leva à necessidade de suplementações. Relembrando que segundo a IN não existe limite mínimo para estes macronutrientes primários.

Por outro lado para os macronutrientes secundários a Instrução Normativa estabelece requisitos mínimos. Para estes requisitos o lodo acumulado esteve em conformidade com os padrões de Ca, Fe e, dentro do limite de tolerância, Ni. E em não conformidade com Mg, Mn, S, Bo, Co, Cu, Mo e Zn. Sobre os elementos que não atenderam às recomendações da IN, pode-se fazer um enriquecimento do lodo com estes se necessário.

Algumas outras características podem ser ressaltadas, como por exemplo, a elevada capacidade de troca de cátions (CTC 492,5 mmolc.Kg⁻¹). O CTC elevado pode trazer benefícios para o condicionamento do solo onde o lodo acumulado for aplicado, pois este parâmetro regula a retenção de umidade e nutrientes (a liberação fica mais lenta), favorecendo a manutenção da fertilidade do solo por períodos de tempo mais prolongados. Lodo com maior CTC também têm maior capacidade de imobilizar metais pesados, que é outra importante questão acerca do reúso de lodo e derivados na agricultura,

pois, como normalmente não se tem o controle do tipo de efluente contribuinte, as concentrações de metais podem ser elevadas. Porém, salienta-se que em lodo de tanque séptico de residências estes compostos encontram-se normalmente em baixas concentrações, o que é uma vantagem para o uso agrícola.

5 CONCLUSÕES

Em relação aos objetivos apontados nesta pesquisa conclui-se que:

Os WCL se mostraram bons sistemas para o desaguamento do lodo de tanque séptico. Durante o desaguamento do lodo alcançaram, em média, 80% de remoção de água nos sete ciclos de alimentação durante a Fase 1. As perdas de água podem ser apontadas como uma vantagem, considerando que uma menor quantidade de efluente gerado reflete diretamente nos custos financeiros com o tratamento e a disposição final deste. Verifica-se, também, que qualitativamente, em todos os parâmetros físico-químicos monitorados houve remoção de carga poluente. Destacando-se a remoção de 99% da carga de DQO e sólidos e de 96 e 97% de remoção de carga de amônia em WT e WP, respectivamente.

Quanto a recirculação, verifica-se que foi uma boa alternativa para redução do volume de LP₁. De maneira geral pode-se dizer que quantitativamente WT e WP alcançaram, em média, 71 e 33% de remoção de água nos sete ciclos de alimentação, gerando, respectivamente, 47 e 129 L de efluente final (LP₂). No que diz respeito à recirculação como sistema de pós-tratamento, os WCL tiveram um bom percentual de redução em relação à remoção da carga poluidora, destacando-se 80% de remoção da carga de DQO e fósforo e 72% de remoção da carga de amônia em WT. Em WP houve remoção de 64% da carga de fósforo e de 31% na carga de amônia. Estes dados sugerem que a recirculação do LP₁ nos próprios WCL é uma boa alternativa como sistema de polimento e de redução de efluente gerado. Neste trabalho também foi possível constatar que o WCL com a macrófita *Typha domingensis* (WT) teve os melhores resultados em relação ao desaguamento e também à qualidade dos líquidos percolados (LP₁ e LP₂).

Em relação ao processo de estabilização do lodo acumulado, durante os onze meses de monitoramento da Fase 2 os parâmetros físico-químicos oscilaram bastante, entretanto com valores sempre próximos entre análises. O lodo final possuía textura granular, apesar de ser classificado como sólido duro. Em relação à redução das frações voláteis, verificou-se que a maior redução se deu durante o desaguamento do lodo (22% em média). A camada de areia teve grande influência na retenção da maior parte dos sólidos durante a alimentação com lodo. Enquanto que nos 11 meses de repouso houve redução de apenas 5 e 9% para WT e WP, respectivamente.

Também não ocorreram variações nas transformações da matéria nitrogenada, que permaneceu praticamente igual durante todo o período de repouso do lodo acumulado, o que sugere que provavelmente tenham ocorrido reações de nitrificação e desnitrificação nos WCL, o que pode ser comprovado somente com análises mais aprofundadas.

Com relação à potencialidade de uso agrícola, após 11 meses de repouso verificou-se que o lodo acumulado nos WCL pode ser classificado como Classe A, sendo possível a sua aplicação em solo, desde que seguidas as recomendações da Resolução CONAMA 375/2006. O lodo acumulado final também pode ser utilizado como fertilizante orgânico. Apesar de ter atendido aproximadamente 44% dos parâmetros mínimos exigidos pela IN MAPA 25/2009, enfatiza-se que se pode fazer um enriquecimento deste lodo, para que este possa ser utilizado como um recurso.

As limitações encontradas no tratamento de lodo em WCL foram, principalmente, operacionais. Houve dificuldade na remoção do lodo do TS e de conseguir uma concentração de sólidos que otimizasse cada aplicação, para evitar ao máximo que esgoto fosse tratado no lugar do lodo propriamente dito.

Mas no seu conjunto operacional, os WCL estudados demonstraram uma boa eficiência de tratamento do lodo de tanque séptico sob condições de clima subtropical, tanto no desaguamento como no polimento do efluente gerado. Também proporcionaram uma potencial aplicabilidade do lodo acumulado como fertilizante e/ou condicionante de solos.

Recomendam-se, para estudos futuros, que sejam realizadas análises mais aprofundadas da transformação da matéria nitrogenada no perfil vertical dos WCL durante o desaguamento do lodo. Também uma avaliação da capacidade dos WCL na inativação de Helminthos. No que tange a evapotranspiração, sugere-se que sejam aplicados outros métodos para analisar as perdas de água no processo de desaguamento do lodo e do líquido percolado recirculado.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. 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., 1993.

_____. Tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos. Projeto, construção e operação. **NBR 13969**. São Paulo: ABNT. 60p., 1997.

ANDRADE NETO, C. O. *et al.* Decanto-Digestores. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 117-138.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos de esgoto: tratamento e disposição final**. v. 6. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001. cap. 8.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledo. **SANARE – Revista Técnica da Sanepar**, v. 18, n. 18, p. 63-70, 2002.

ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. 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. 19-23.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**: FCO. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, 1998. 1220 p.

_____. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, 2005. 1195 p

BELLI FILHO, P. *et al.* Lodos de tanques sépticos. Caracterização e tratamento anaeróbio em um digestor piloto. **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, San Juan, p. 1-7, 2004.

BIALOWIEC, A.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. **Ecological Engineering**, Polônia. v. 67 p. 89–94, 2014.

BIANCHI, V. *et al.* Efficiency assessment of a reed bed pilot plant (*Phragmites australis*) for sludge stabilization in Tuscany (Italy). **Ecological Engineering**, Italia. v. 37, p. 779-785, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357**, de 29 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

_____. **Resolução nº 375**, de 29 de agosto de 2006. Brasília, DF, 2006.

_____. **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25/2009**, de 23 de julho de 2009. Brasília, DF, 2009.

BORIN, M., *et al.* Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in Northern and Southern Italy **Ecological Engineering**, Italia, v. 37, p. 721-728, 2011.

CASSINI, S. T.; VAZOLLER, R. F.; PINTO, M. T. Resíduos sólidos orgânicos gerados no saneamento: Problemas e tendências. In: CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p. 1-9.

COFIE, O. O. *et al.* Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. **Water Research**, Ghana, v. 40, p. 75-82, 2006.

DE MAESENEER, J. L. Constructed wetland for sludge dewatering. **Water Science and Technology**, Belgium, v. 35, p. 279-285, 1997.

DODANE, P. H. *et al.* Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 3705-3711, 2012.

DOMINIAK, D. *et al.* Sludge quality aspects of full-scale reed bed drainage. **Water Research**, Dinamarca, v. 45, p. 6453-6460, 2011.

FERNANDES, F. *et al.* Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo na ETE. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coord). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos de esgoto: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 2001. v. 6. cap. 7.

FOGOLARI, O. **Desinfecção de lodo de tanque séptico em reator com aquecimento solar**. 2011. 151 f. Dissertação (Mestrado). Curso de Engenharia Ambiental, Departamento do Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

FURTADO, D. F. C. **Caracterização de lodo de tanque séptico e tratamento em filtros plantados com macrófitas**. Dissertação (Mestrado). 2012. 101 p. Curso de Engenharia Ambiental, Departamento do Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

GAGNON, V. *et al.* Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. **Water Research**, Canada, v. 46, p. 5305-5315, 2012.

GIRALDI, D.; IANNELLI, R. Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems). **Desalination**, Italia, v. 246, p. 92-99, 2009.

GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M.; VON SPERLING, M. Remoção de umidade de lodos de esgotos. In: ANDREOLI, C. V. *et al.* (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos de esgoto: tratamento e disposição final**.

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001. v. 6. cap. 5.

HARDEJ, M.; OZIMEK, T. The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. **Ecological Engineering**, Polônia, v. 18, p. 343-350, 2002.

HARTMAN C. M. *et al.* Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. 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. 24-40.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD**, Rio de Janeiro, v. 32, p. 1-134, 2012.

INGUNZA, M. D. P. D. *et al.* 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.

KENGNE, I. M. *et al.* Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis*. Hitch and Chase and *Cyperus papyrus* L. **Ecological Engineering**, Camarões, v. 34, p. 233-242, 2008.

KENGNE, I. M.; AKOA, A.; KONÉ, D. Recovery of Biosolids from Constructed Wetlands Used for Faecal Sludge Dewatering in Tropical Regions. **Environmental Science and Technology**, Camarões, v. 43, p. 6816-6821, 2009.

KENGNE, E. S.; MAGLOIRE, K. I.; LETAH, W. A. Treatment technology for leachate from faecal sludge drying beds. **Sandec News: Water and Sanitation in Developing Countries**. EAWAG/SANDEC, Camarões, n. 14, 2013.

KIM, B. J.; SMITH, E. D. Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 6, p. 21-28, 1997.

KOLECKA, K.; OBARSKA-PEMPCOWIAK, H. Potential fertilizing properties of sewage sludge treated in the sludge treatment reed beds (STBR). **Water Science and Technology**, v, 68, p. 1412-1418, 2013.

KOOTTATEP, T. *et al.* Potentials of Vertical- Flow Constructed Wetlands for Septage Treatment in Tropical Regions. In: MATSUO, T. *et al.* **Advances in Water and Wastewater Treatment Technology**. Molecular Technology, Nutrient Removal, Sludge Reduction and Environmental Health: Elsevier, Tailândia, 2001. p. 315-323.

KOOTTATEP, T. *et al.* Constructed wetlands for septage treatment – towards effective faecal sludge management. In: 8th Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Arusha, 17 p., 2002.

KOOTTATEP, T. *et al.* Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate- lessons learnt after seven years of operation. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 199-126, 2005.

KORBOULEWSKY, N.; WANG, R.; BALDY, V. Purification processes involved in sludge treatment by a vertical flow wetland system: focus on the role of the substrate and plants on N and P removal. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 9-14, 2012.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI A. V.; AVEZZU, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, p. 61-68, 2012.

LUDUVICE, M. Processos de estabilização de lodos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F (Coord). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos de esgoto: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001. v. 6. cap. 4.

LUPATINI G. *et al.* 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.

MAGRI, M. E. *et al.* Desempenho de diferentes espécies de macrófitas

no desaguamento de lodo anaeróbio em filtros plantados de fluxo vertical. **26º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre/RS. 9 p., 2011.

MAGRI, M. E. **Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores**. 2013. 193 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento do Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MATAMOROS, V. *et al.* Musk fragrances, DEHP and heavy metals in a 20 years old sludge treatment reed bed system. **Water Research**, v. 46 p. 3889-3896, 2012.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

NASSAR, A. M.; SMITH, M.; AFIFI, S. Palestinian experience with sewage sludge utilizing reed beds. **Water and Environment Journal**, Palestina, v. 23, p. 75-82, 2009.

NIELSEN, S. Sludge Drying Reed Beds. **Water Science and Technology**, Dinamarca, v. 48, p. 101-109, 2003.

NIELSEN, S. Sludge reed beds facilities – operation and problems. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 99-107, 2005.

NIELSEN, S.; WILLOUGHBY, N. Sludge treatment and drying reed bed systems in Denmark. **Water and Environmental Journal**, Dinamarca, v. 19, p. 296-295, 2007.

NOUMSI, I. M. *et al.* Potential 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, v. 10, Lisboa. p. 943-995, 2006.

OLSSON, L. *et al.* Emissions of CO₂ and CH₄ from sludge treatment reed beds depend on system management and sludge loading. **Environmental Management**, v. 141, p. 51-60, 2014.

PANUVATVANICH, A.; KOOTTATEP, T.; KONE, D. Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge. **Water Research**, v. 43, p. 2623-2630, 2009.

PEREIRA, A. R.; VILLA NOVA, N.; SEDIYAMA G. C. **Evapotranspiração**. FEALQ. Piracicaba, SP., 1997.

PERUZZI, E. *et al.* Phragmites australis for sewage sludge stabilization. **Desalination**, v. 246, p. 110-119, 2009.

PHILIPPI, L. S. **Etude experimentale de dispositifs d'assainissement autonome**: applications en conditions reelles. 1992. 634 f. Thèse (PhD) – Unites de formation et de recherche pharmaceutiques. L'Universite de Montpellier I, França, 1992.

PHILIPPI, L. S. *et al.* **Alternativas de gerenciamento seguro de lodos de esgotos sob a ótica do saneamento descentralizado**: Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento. FUNASA Florianópolis, 2011. 214 p.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas: Do Autor. Florianópolis, 2004. 144 p.

PINTO, M. T. Higienização de lodos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F (Coord). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Lodos de esgoto: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001. v. 6. cap. 6.

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/ODM7.aspx>>. Acesso em: 24 jul. 2014.

SANTA CATARINA. Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Lei n° 14.675**, de 13 de dezembro de 2009. Florianópolis, 2009.

SILVA, S. M. C. P. *et al.* Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES,

F. (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas**

residuais: Lodos de esgoto: tratamento e disposição final. v.6. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2001. p. 69-121.

SILVA JUNIOR, É. D. *et al.* Balanço de sólidos e nutrientes em sistema de alagado construído para tratamento de resíduos de fossa e tanque Séptico. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 9, n. 17, p. 3281, 2013.

STEFANAKIS, A. I. *et al.* Surplus activated sludge dewatering in pilot-scale sludge drying reed beds. **Journal of Hazardous Materials**, Grécia, v. 172, p. 1122-1130, 2009.

STEFANAKIS, A. I.; KOMILIS, D. P.; TSIHRINTZIS, V. A. Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: effect of design and operational parameters. **Chemical Engineering**, Grécia, v. 172, p. 430-443, 2011a.

STEFANAKIS, A. I.; KOMILIS, D. P.; TSIHRINTZIS, V. A. Stability and maturity of thickened wastewater sludge treated in pilot-scale sludge treatment wetlands. **Water Research**, Grécia, v. 45, p. 6441, 6452, 2011b.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering**, Grécia, p. 416-430, 2012a.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale sludge drying reed beds. **Ecological Engineering**, Grécia, v. 38 p. 65-78, 2012b.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS V. A. **Vertical flow constructed wetlands:** Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment: Elsevier, 2014. 392 p.

STOTTMEISTER, U. *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, Alemanha, v. 22, p. 93-117, 2003.

SUNTTI, C. **Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas**. 2010, 117 f. Dissertação (Mestrado). Curso de Engenharia Ambiental, Departamento do Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L.S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis, v. 16, p. 63-72, 2011.

SUMMERFELT, S. T. *et al.* Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. **Aquacultural Engineering**, EUA, v. 19, p. 81-92, 1999.

TOMENKO, V.; AHMED, S.; POPOV, V. Modeling constructed wetland treatment system performance. **Ecological modelling**, Reino Unido, v. 205, p. 355-364, 2007.

TROESCH, S. *et al.* Sludge drying reed beds: a full and pilot-scales study for activated sludge treatment. **Water Science and Technology**, v. 60, p. 643-653, 2009.

UGGETTI, E. *et al.* Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. **Bioresource Technology**, Espanha, v. 100, p. 3882-3890, 2009.

UGGETTI, E. *et al.* Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. **Bioresource Technology**, Espanha, v. 101, p. 2905-2912, 2010.

UGGETTI, E. *et al.* Sludge dewatering and mineralization in a sludge treatment wetlands pilot plant with different design configurations. In preparation. In: UGGETTI, E.; TESIS (PhD) **Sewage sludge treatment in constructed wetlands**: Technical, economic and environmental aspects applied to small communities of the Mediterranean Region. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental de la Universitat Politècnica de Catalunya, 2011a.

UGGETTI, E. *et al.* Technical, economic and environmental assessment of sludge treatment wetlands. **Water Research**, Espanha, v. 45, p. 573-582, 2011b.

UGGETTI, E. *et al.* Characteristics of biossolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse. **Ecological Engineering**, Espanha, v. 40 p. 210-216, 2012a.

UGGETTI, E. *et al.* Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. **Water Research**, Espanha, v. 46, p. 335-344, 2012b.

UGGETTI, E. *et al.* Quantification of greenhouse gas emissions from sludge treatment wetlands. **Water Research**, Espanha, v. 46, p. 1755-1762, 2012c.

UGGETTI, E. *et al.* Performance of sludge treatment wetlands using different plant species and porous media. **Journal of Hazardous Materials**, Espanha, p. 217–218, 2012d.

USEPA. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. **EPA/625/R-00/008**, U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water. Washington, EUA, 2002.

USEPA. Constructed Treatment Wetlands. **EPA/843/F-03/013**, U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water. Washington, EUA, 2004.

VAN DER HOEK, W. *et al.* Urban Wastewater: A valuable resource for agriculture. A case study from Horoonabad, Pakistan. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: **International Water Management Institute**. 29 p., 2002.

VINCENT, J. *et al.* Sludge drying reed beds for septage treatment: Towards design and operation recommendation. **Bioresource Technology**, França, v. 102, p. 8327-8330, 2011.

VINCENT, J. *et al.* Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): Influence of sludge characteristics and loading rates. **Bioresource Technology**, França, v. 116, p. 161-169, 2012.

VOGEL, A. I. **Análise Inorgânica Qualitativa**: Guanabara. 4. ed. Rio de Janeiro, RJ., 1981. 690 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v. 1. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** Lodos de esgoto: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 2001. v. 6. p. 13-16.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES R. F. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** Lodos de esgoto: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA -UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 2001. v. 6. p. 17-67.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. **Environmental Pollution.** Canada, 2008. v. 14. 579 p.

VYMAZAL, J. Emergent Plants used in Free Water Surface Constructed Wetlands: A Review. **Ecological Engineering,** v. 61, p. 582-592, 2013.

WHO; UNICEF. **Progress on sustainable and drinking water** – 2014. Switzerland, 78 p. Disponível em: <<http://www.wssinfo.org/>>. Acesso em: 24 set. 2014.

ANEXO – Tabela para cálculo da Evapotranspiração

Valores da radiação solar extraterrestre (Q_0), em milímetros de evaporação equivalente, no dia 15 de cada mês.

Latitude	Graus	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
H	4	15,0	15,3	15,1	14,3	13,3	12,7	12,8	13,7	14,7	15,1	15,0	14,9
E	6	15,3	15,4	15,1	14,1	13,0	12,6	12,5	13,5	14,6	15,1	15,2	15,1
M	8	15,6	15,6	15,0	14,0	12,7	12,0	12,2	13,2	14,5	15,2	15,4	15,4
I	10	15,9	15,7	15,0	13,8	12,4	11,6	11,9	13,0	14,4	15,3	15,7	15,7
S	12	16,1	15,8	14,9	13,5	12,0	11,2	11,5	12,7	14,2	15,3	15,8	16,0
F	14	16,3	15,8	14,9	13,2	11,6	10,8	11,1	12,4	14,0	15,3	15,9	16,2
É	16	16,5	15,9	14,8	13,0	11,3	10,4	10,8	12,1	13,8	15,3	16,1	16,4
R	18	16,7	15,9	14,7	12,7	10,9	10,0	10,4	11,8	13,7	15,3	16,2	16,7
I	20	16,7	16,0	14,5	12,4	10,6	9,6	10,0	11,5	13,5	15,3	16,4	16,8
O	22	16,9	16,0	14,3	12,0	10,2	9,1	9,6	11,1	13,1	15,2	16,5	17,0
	24	16,9	15,9	14,1	11,7	9,8	8,6	9,1	10,7	13,1	15,1	16,5	17,1
S	26	17,0	15,9	13,9	11,4	9,4	8,1	8,7	10,4	12,8	15,0	16,6	17,3
U	28	17,1	15,8	13,7	11,1	9,0	7,8	8,3	10,0	12,6	14,9	16,6	17,5
L	30	17,2	15,7	13,5	10,8	8,5	7,4	7,8	9,6	12,2	14,7	16,7	17,6

Fonte: Adaptado de Camargo e Camargo (1983), apud Pereira *et al.* (1997).