

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM ENGENHARIA DO
MEIO AMBIENTE – PPGEMA/ UFG

DELCIR MAGALHÃES CARDOSO FILHO

**DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO,
PLANTADO COM CAPIM VETIVER (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty),
NA REMOÇÃO DE METAIS E DE P, S e Se DE RESÍDUOS DE FOSSA**

DELCIR MAGALHÃES CARDOSO FILHO

**DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO,
PLANTADO COM CAPIM VETIVER (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty),
NA REMOÇÃO DE METAIS E DE P, S e Se DE RESÍDUOS DE FOSSA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Área de Concentração: Recursos Hídricos, Saneamento Ambiental, Engenharia Sanitária

Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida

Goiânia/2015

Ficha catalográfica elaborada automaticamente
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a), sob orientação do Sibi/UFG.

Cardoso Filho, Delcir Magalhães

Desempenho de um sistema de alagado construído, plantado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), na remoção de metais e de P, S e Se de resíduos de fossa [manuscrito] / Delcir Magalhães Cardoso Filho. - 2015.

LXXVI, 76 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil (EEC) , Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Goiânia, 2015.

Bibliografia.

1. capim Vetiver. 2. remoção de metais. 3. zona de raízes. I. Almeida, Rogério de Araújo, orient. II. Título.

DELDIR MAGALHÃES CARDOSO FILHO

**DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO, PLANTADO
COM CAPIM VETIVER (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), NA
REMOÇÃO DE METAIS E DE P, S e Se DE RESÍDUOS DE FOSSA**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, aprovada em 17 de junho de 2015 pela seguinte Banca Examinadora:



Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida – Universidade Federal de Goiás

Presidente da Banca



Prof. Dr. Eric de Souza Gil – Universidade Federal de Goiás

Examinador Interno



**Prof. Dr. Antônio Pasqualetto – Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia**

Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

A Deus e à minha família, em especial à minha mãe Simony, meu pai Delcir e ao meu irmão Gabriel, pelo apoio e tempo dedicado ao trabalho;

Ao Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida, meu orientador, pela paciência, pelos ensinamentos e o conhecimento dividido;

À Saneamento de Goiás S. A. (Saneago), em especial ao Eng. Fábio Julian;

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos do Estado de Goiás – SECIMA, pela dispensa de trabalho concedida para os estudos e atividades relacionadas ao mestrado;

Ao Sr. João Ribeiro, pela enorme generosidade e contribuição para a realização dos ensaios de laboratório;

Ao Prof. Dr. Eric de Souza Gil, por viabilizar a realização dos ensaios de laboratório;

Ao laboratório Aqualit, em especial ao Sr. Cassiano, por disponibilizar toda a estrutura necessária para a realização dos ensaios de laboratório;

E aos colegas do PPGEMA e da SECIMA, em especial à Carolina, ao Édio e à Elisa, pela generosidade e paciência.

A todos, meus sinceros sentimentos de gratidão e felicidade.

RESUMO

CARDOSO FILHO, D. M. **Desempenho de um sistema de alagado construído, plantado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), na remoção de metais e de P, S e Se de resíduos de fossa.** 2015. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015¹.

Os resíduos de fossas e tanques sépticos possuem elevada carga orgânica, microrganismos patogênicos, metais e outros elementos, necessitando de tratamento adequado para não poluir o ambiente. Dentre as alternativas para seu tratamento, recentemente tem sido proposta a utilização de alagados construídos. Todavia, as informações sobre tal uso são ainda escassas. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de alagado construído, utilizando a espécie vegetal capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), na remoção de metais, P, S e Se do resíduo de fossa. Foram escavados dois tanques idênticos (tanque plantado e controle) sendo preenchidos com meio suporte formado por brita # 0, brita # 1 e areia média. O sistema construído operou em regime de batelada, com Tempo de Detenção Hidráulica de seis dias e fluxo subsuperficial vertical descendente. Por meio das concentrações obtidas para diferentes elementos inorgânicos: no resíduo de fossa aplicado; no efluente tratado; no lodo superficial acumulado e; nos tecidos das macrófitas, foram calculadas: as cargas totais afluentes do sistema; as cargas de saída; a eficiência na remoção inorgânica; as cargas acumuladas no lodo superficial; as cargas absorvidas pelas macrófitas e; as cargas retidas nas raízes e no meio suporte. A eficiência na remoção inorgânica foi calculada considerando a evapotranspiração, que apresentou taxa média de 40,27% no tanque Vetiver. Os resíduos de fossa aplicados apresentaram grande variabilidade em suas concentrações. As concentrações do efluente tratado foram submetidas ao teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). As concentrações de saída dos tanques Vetiver e Controle diferiram estatisticamente apenas para Antimônio, Enxofre e Ferro, contudo o capim Vetiver apresentou eficiência de remoção superior a 20% para 30 dos 33 atributos analisados.

Palavras-chave: capim Vetiver, remoção de metais, zona de raízes.

¹ Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.

ABSTRACT

CARDOSO FILHO, D. M. **Performance of a constructed wetland system planted with Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) in removing metals and P, S and Se from cesspools residues.** 2015. 75 p. Dissertation (Masters of Environmental Engineering) – Civil Engineering College, Post-Graduation *Stricto Sensu* Program in Environmental Engineering – Federal University of Goiás, Goiânia, Brazil, 2015².

The pits and septic tanks wastes have high organic load, pathogens, metals and other elements, requiring appropriate treatment for not pollute the environment. Among the alternatives for their treatment, it has recently been proposed to use constructed wetlands. However, information on such use is scarce. Therefore, this study aimed to evaluate the performance of a constructed wetlands system using the Vetiver grass plant species (*Chrysopogon zizanioides*), on removing metals, P, S and Se from cesspools residues. Two tanks were constructed, dug into the ground (planted tank and control) and filled with a substrate consisting of gravel # 0, gravel # 1 and medium sand. The system built has operated under batch, with Hydraulic Retention Time of six days and subsurface vertical downward flow. Through obtained concentrations of different inorganic elements on: the applied cesspools residues; the treated effluent; the sludge accumulated at tanks surface and; the vegetal tissues, they were calculated: the total loads influent to the system; the output loads; the efficiency in removing attributes; the load accumulated at tanks surface; the load absorbed by macrophytes and; the loads retained in the roots and by the substrate. The attributes removal efficiency was calculated considering the evapotranspiration that showed an average rate of 40.27% in the Vetiver tank. The applied cesspools residues showed considerable variability in their concentrations. The concentrations of the treated effluent were subjected to Tukey test ($\alpha = 0.05$). The effluents concentrations from Vetiver and control tanks statistically differed only for antimony, sulfur and iron, but the Vetiver grass showed removal efficiency greater than 20% to 30 of the 33 analyzed parameters.

Key-words: Vetiver grass, metal removal, rootzone system.

²Tutor: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Sistema alagado construído com macrófitas flutuantes livres	28
Figura 3.2 Sistema alagado construído com macrófitas submersas enraizadas ..	29
Figura 3.3 Sistema alagado construído de fluxo superficial com macrófitas emergentes	29
Figura 3.4 Sistema alagado construído de fluxo subsuperficial	30
Figura 3.5 Sistema alagado construído de direção horizontal	31
Figura 3.6 Sistema alagado construído de direção vertical	31
Figura 3.7 Principais tipos e combinações de sistemas alagados construídos para tratamento de resíduo de fossa	32
Figura 3.8 Grupos de macrófitas aquáticas	34
Figura 3.9 (A) capim Vetiver no campo; (B) detalhe do sistema radicular do capim Vetiver; (C) detalhe de mudas do capim Vetiver produzidas em bandejas	36
Figura 4.1 Planta do sistema experimental de tratamento (sem escala)	39
Figura 4.2 Início de escavação dos tanques do sistema experimental	40
Figura 4.3 Posicionamento da manta de impermeabilização nos tanques de tratamento do sistema experimental	41
Figura 4.4 Sistema de drenagem de efluente tratado no sistema experimental com tubos de ventilação e troca de gases em suas extremidades	41
Figura 4.5 Detalhe do preenchimento dos tanques de tratamento com substrato em camadas sobrepostas.....	42
Figura 4.6 Vista geral dos leitos de tratado do sistema experimental após o preenchimento com o meio suporte	42
Figura 4.7 (A) caixa de recepção, gradeamento e distribuição do resíduo de fossa aplicado no sistema experimental; (B) sistema bipartido de distribuição dos resíduos de fossa nos leitos de tratamento do sistema experimental	43
Figura 4.8 Perfil hidráulico do sistema experimental de tratamento de resíduo de fossa	44
Figura 4.9 Detalhe do posicionamento do hidrômetro, coletor de amostras, controlador de nível e registro de drenagem de um tanque de tratamento	44
Figura 4.10 (A) imagem do capim Vetiver após 09 meses sem aplicações de resíduos; (B) imagem das touceiras do Vetiver após a poda	45
Figura 4.11 Pluviômetro instalado no sistema experimental	46
Figura 4.12 (A) hidrômetros implantados na parte externa do sistema de drenagem dos tanques; (B) hidrômetro em detalhe	47
Figura 4.13 Descarregamento do resíduo de fossa na caixa de recepção do sistema experimental	48

Figura 5.1 (A) tanque Vetiver totalmente drenado após o TDH de 06 dias nas primeiras aplicações; (B) acúmulo de líquido na superfície do tanque vetiver após 24 h com o registro de drenagem de percolado aberto (sétima e última aplicação desta pesquisa)	56
Figura 5.2 Distribuição percentual dos elementos analisados por faixa de eficiência de remoção	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Caracterização físico-química dos resíduos de fossa e tanque séptico no mundo	18
Tabela 3.2 Caracterização físico-química dos resíduos de fossa no Brasil	19
Tabela 3.3 Concentrações de minerais em resíduos de fossa (PPM) no Brasil	20
Tabela 3.4 Sistemas de alagados construídos implantados na América do Norte, relacionando ano de operação com o tipo de sistema	23
Tabela 3.5 Sistemas de alagados construídos no Estado de Goiás até janeiro de 2015	25
Tabela 3.6 Características físicas, morfológicas e ecológicas do <i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty	36
Tabela 3.7 Principais mecanismos envolvidos na remoção de metais e não metais nos sistemas de alagados construídos	37
Tabela 3.8 Macrófitas utilizadas nos sistemas alagados construídos para a remoção de atributos inorgânicos	38
Tabela 5.1 Diferença no volume de líquido percolado por ciclo de aplicação no tanque Vetiver e Controle	55
Tabela 5.2 Volume e percentual evapotranspirado nos tanques Vetiver e Controle	57
Tabela 5.3 Concentração de atributos no resíduo de fossa aplicado no sistema de tratamento do tipo alagado construído utilizando capim Vetiver (mg L^{-1})	58
Tabela 5.4 Comparativo da concentração média de atributos em resíduos de fossa (mg L^{-1})	60
Tabela 5.5 Cargas por atributos aplicadas e retidas durante toda a pesquisa e o percentual de remoção no tanque Vetiver	63
Tabela 5.6 Cargas por atributos aplicadas e retidas durante toda a pesquisa e o percentual de remoção no tanque Controle	64
Tabela 5.7 Distribuição dos elementos analisados por faixa de eficiência de remoção no tanque Vetiver	67

LISTA DE ABREVIACOES E SIGLAS

°C: Graus Celsius ou centıgrados (temperatura)

Ag: Prata

Al: Alumínio

Ar: Arsnio

B: Boro

Ba: Bário

Be: Berílio

Ca: Cálcio

Cd: Cádmio

Co: Cobalto

Cr: Cromo

Cu: Cobre

DBO: Demanda Bioquímica de Oxignio

DQO: Demanda Química de Oxignio

Fe: Ferro

H: Hora (tempo)

Hg: Mercúrio

K: Potássio

kg: Quilograma (massa)

L: Litro (volume)

Li: Lítio

Mg: Magnésio

Mn: Manganês

P: Fósforo

Mo: Molibdênio

Na: Sódio

Ni: Níquel

NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl

Pb: Chumbo

PPM: Partes por Milhão (concentrao)

PVC: Policloreto de Vinila

S: Enxofre

Sb: Antimônio

Se: Selênio

Si: Silício

Sn: Estanho

Sr: Estrôncio

Tl: Tálho

Ti: Titânio

U: Urânio

USEPA: United States Environmental Protection Agency

UV: Ultra Violeta

V: Vanádio

Zn: Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO DE FOSSAS	18
3.2 HISTÓRICO E CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	21
3.3 CLASSIFICAÇÃO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	27
3.3.1 Quanto à disposição das macrófitas	28
3.3.2 Quanto ao fluxo do resíduo aplicado	30
3.3.3 Quanto à direção do fluxo de escoamento	31
3.4 COMPONENTES DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	32
3.4.1 Meio suporte	32
3.4.2 Macrófitas	33
3.4.2.1 <i>Chrysopogon zizanioides</i> (capim Vetiver)	35
3.5 PROCESSOS DE REMOÇÃO	37
3.5.1 Metais	37
4 MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1 LOCAL DE ESTUDO	39
4.2 SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO	39
4.2.1 Histórico do sistema	39
4.2.2 Escavação, impermeabilização, sistema de drenagem e meio suporte ..	40
4.2.3 Sistema de recepção e distribuição do resíduo de fossa	43
4.2.4 Sistema de controle de nível do resíduo de fossa dentro dos leitos de tratamento	43
4.2.5 Macrófita (<i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty)	45
4.3 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO	46
4.4 AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO	46
4.5 AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS, P, S e Se NO RESÍDUO DE FOSSA APLICADO	48
4.6 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA NA REMOÇÃO DE METAIS, P, S e Se	49

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA	53
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
5.1 COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DO TANQUE VETIVER	54
5.2 AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO DO SISTEMA	56
5.3 CONCENTRAÇÃO DE METAIS, P, S e Se NO RESÍDUO DE FOSSA APLICADO	58
5.4 REMOÇÃO DE METAIS, P, S e Se	62
6 CONCLUSÕES	69
7 REFERÊNCIAS	70

1 INTRODUÇÃO

Embora o serviço de saneamento básico oferecido à população brasileira tenha tido pequena evolução nos últimos anos, 18% da população do país ainda não possui acesso ao serviço de coleta de efluentes, o que representa 44,8% dos municípios. Vale ressaltar que a estatística de acesso à rede coletora refere-se apenas à existência do serviço, não considerando, por exemplo, extensão da rede, qualidade do atendimento, número de domicílios atendidos, e até mesmo, se depois de recolhido, o efluente passa por processos de tratamento, segundo informações disponibilizadas pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008). Na região Centro Oeste, 3,2 milhões de habitantes não possuem acesso ao serviço (71,7% dos municípios), e no estado de Goiás apenas 33% dos domicílios são atendidos por rede geral de coleta de efluentes, representando 28% dos municípios do estado com rede coletora, dos quais, apenas 24,4% fazem o seu tratamento (PNSB, 2008). Com relação ao tamanho dos municípios, a presença da rede coletora é maior nos municípios mais populosos, atingindo cobertura total nos municípios com população superior a 500.000 habitantes. Nos municípios com população de 100.000 a 500.000 habitantes a rede coletora está presente em mais de 90%, e com cobertura abaixo da média nacional figuram os municípios com menos de 50.000 habitantes (PNSB, 2008).

A precariedade do serviço de coleta de efluentes nos municípios brasileiros resulta no lançamento *in natura* dos efluentes, seja nos mananciais hídricos ou no solo, em valas ou a céu aberto. Sem o devido tratamento, os efluentes não atendem aos limites estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011) para a disposição em corpos hídricos (Resolução nº 430 de 2011). O lançamento de efluente doméstico sem tratamento adequado pode acarretar na poluição ou contaminação do corpo receptor, assim como alterar sua classe e restringir os usos a que se destinam, principalmente a irrigação, o abastecimento público e a dessedentação animal (atividades que necessitam de água em qualidade superior às demais), levando a inúmeras doenças relacionadas à poluição da água.

Frente à precariedade do serviço prestado na coleta e tratamento de efluente doméstico, principalmente nos pequenos municípios, surge como alternativa economicamente viável e tecnologicamente avançada a utilização do sistema de tratamento do tipo alagado construído, também conhecido por zona de raízes, trincheiras filtrantes e fito ETAR, dentre outras denominações.

A tecnologia do alagado construído pode ser definida como um sistema de tratamento de efluentes que atende aos critérios de custos acessíveis, considerando sua instalação, operação e manutenção; simples operação, podendo ser facilmente operada por mão de obra pouco especializada; e boa eficiência, apresentando efluente com parâmetros que atendem à legislação (USEPA, 1999).

Tratando-se de efluente doméstico, o sistema alagado construído já desponta como uma alternativa consolidada. No estado de Goiás, Almeida (2005) pesquisou substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes; Abrantes (2009) avaliou a eficiência da Taboa (*Typha angustifolia* L.) e do Caniço (*Phragmites australis*) no tratamento do esgoto sanitário; Mendonça (2010) avaliou a eficiência das espécies de bambu (*Guadua angustifolia*, *Guadua chacoenses* e *Dendrocalamus asper*) no tratamento do efluente da estação de tratamento de esgotos do Distrito Industrial de Senador Canedo; Quege (2011) avaliou três espécies de bambu (*Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea* e *Phyllostachys bambusoides*) no tratamento de efluentes domésticos. No entanto, sua utilização no tratamento de lodo esgotado de tanques e fossas (resíduo de fossa) é recente. Bufáical (2010) foi quem iniciou as pesquisas do alagado construído no tratamento de lodo de esgoto no estado de Goiás, utilizando as espécies vegetais Lírio do brejo (*Hedychium coronarium* J. König), Taboa (*Typha angustifolia* L.) e Papiros (*Cyperus giganteus*). Posteriormente, Silva Júnior (2013) utilizou o sistema no tratamento do lodo de tanques e fossas sépticas, utilizando o capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), avaliando a eficiência do sistema no tratamento da fração sólida do lodo de fossa e o potencial de utilização agrícola do lodo tratado. E Siqueira (2014), trabalhando no mesmo sistema, observou eficiência média de remoção de óleos e graxas de 82,62%; 35,87% de remoção para o nitrogênio amoniacal; 99,09% para coliformes totais; 86,80% para DBO e 38,10% para fósforo total, da fase líquida do lodo.

O presente trabalho é continuidade dos estudos de Silva Júnior (2013) e de Siqueira (2014), e teve por finalidade verificar a eficiência de um reator biológico do tipo alagado construído, utilizando como espécie vegetal o capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash), recentemente reclassificado como (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), na remoção de metais e de P, S e Se, de resíduos de fossa.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Objetivou-se avaliar o desempenho de um sistema de alagado construído, plantado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), na remoção de metais e de P, S e Se, de resíduos de fossa.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Especificamente, objetivaram-se;

Avaliar o comportamento hidráulico do sistema de tratamento;

Avaliar as taxas de evapotranspiração;

Avaliar a concentração de metais e de P, S e Se no resíduo de fossa aplicado;

Avaliar a eficiência do sistema na remoção de metais e P, S e Se do resíduo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO DE FOSSAS

De maneira geral, pode-se afirmar que os resíduos de fossa não têm tido foco constante no âmbito do saneamento básico, embora seja indiscutível a sua importância tanto no aspecto quantitativo como qualitativo. Em parte, esse “desinteresse” pode ser associado à falta de uma definição específica para esse efluente. Na literatura atual esses resíduos ora são denominados como esgoto, ora como lodo, sendo ainda comum a referência a tais resíduos como lodos fecais, devido à sua origem tipicamente doméstica. A nomenclatura incerta dificulta a revisão de dados sobre o assunto. Uma caracterização dos resíduos de fossa é apresentada nas Tabelas 3.1 e 3.2. Usualmente, tais resíduos são esgotados por caminhões limpa-fossa e podem causar enormes problemas ambientais e sanitários se não forem tratados e dispostos corretamente.

Tabela 3.1 Caracterização físico-química dos resíduos de fossa e tanque séptico no mundo.

Referências	DBO (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	P total (mg L ⁻¹)
Kolega et al. (1991)	4.794	26.162	-	-
Segall, Ott e Moeller (1979)	5.890	19.500	410	190
Rubin (1991)	-	9.900	-	-
USEPA (1994)	440 - 78.600	1.500 - 703.000	66 - 1.060	20 - 760
Polprasert (1996)	6.480	31.900	588	210
Koottatep et al. (2007)	600 - 5.500	1.200 - 76.000	300 - 5.000	-
Lens, Zeeman e Lettinga (2001)	2.000 - 30.000	6.000 - 90.000	200 - 1.500	40 - 300
Ingallinella et al. (2002)	1.189	5.918	215	39
Ait (2003)	630 - 5.530	1.108 - 76.075	344 - 4.880	0,4 - 1.482
Metcalf e Eddy (1995)	1.020 - 4.800	2.400 - 16.000	55 - 120	6 - 67

DBO = demanda bioquímica de oxigênio; DQO = demanda química de oxigênio; NTK = nitrogênio total Kjeldahl; P = fósforo. Fonte: Adaptado de Andreoli (2009, p. 43).

Tabela 3.2 Caracterização físico-química dos resíduos de fossa no Brasil.

		DBO (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	P total (mg L ⁻¹)
FAE/ SANEPAR	N	21	21	22	22
	Mínimo	137	700	50	4
	Máximo	6.290	24.600	1.213	459
	Média	2.734	11.219	444	132
	Mediana	2.396	9.300	400	103
UNB/ CAESB	N	-	13	11	14
	Mínimo	-	108	53	0
	Máximo	-	6.932	473	52
	Média	-	1.281	160	14
	Mediana	-	487	90	8
USP/ EESC	N	30	32	8	18
	Mínimo	76	162	-	17
	Máximo	7.413	22.446	-	73
	Média	1.524	4.491	-	39
	Mediana	666	1.663	-	37

DBO = demanda bioquímica de oxigênio; DQO = demanda química de oxigênio; NTK = nitrogênio total Kjeldahl; P = fósforo. Fonte: Adaptado de Andreoli (2009, p. 52).

Semelhantemente à variabilidade nas concentrações dos parâmetros físico-químicos observada no resíduo esgotado de fossa estão as concentrações de metais, conforme apresentado na Tabela 3.3.

Observando as Tabelas 3.1, 3.2 e 3.3, fica evidente a variabilidade das concentrações de todos os parâmetros avaliados. Ao se avaliar efluentes de fossa e tanque séptico, é de extrema importância levar em consideração que as variações são inerentes a esse tipo de resíduo, uma vez que são provenientes de diferentes unidades físicas (tanques sépticos, fossas rudimentares, fossas negras), podendo ser de diferentes contribuintes (residências, restaurantes, hospitais, etc.), sendo mantidos e operados de diferentes formas e com diferentes tempos de limpeza.

Tabela 3.3 Concentrações de minerais em resíduos de fossa (PPM) no Brasil.

Mineral	Fonte	n	mínima	máxima	média	mediana
Alumínio	UFRN	102	0,00	255,50	31,73	15,53
Arsênio	FAE/ SANEPAR	7	0,00	70,52	11,59	2,69
Bário	FAE/ SANEPAR	7	67,36	1.974,61	407,39	134,82
	FAE/ SANEPAR	2	1,07	2,49	1,78	1,78
Cádmio	UFRN	103	0,00	0,30	0,03	0,01
	USP/ EESC	19	0,03	0,10	0,05	0,04
Cobalto	UFRN	103	0,00	0,60	0,06	0,04
	FAE/ SANEPAR	7	47,23	1.798,30	341,41	101,93
Cobre	UFRN	100	0,00	8,90	0,38	0,10
	USP/ EESC	19	0,05	0,78	0,42	0,40
	FAE/ SANEPAR	7	15,48	119,89	42,84	25,56
Chumbo	UFRN	103	0,00	8,90	0,38	0,10
	USP/EEC	19	0,23	0,78	0,42	0,40
	FAE/ SANEPAR	7	14,81	476,02	88,60	28,44
Cromo	UFRN	103	0,00	2,75	0,36	0,20
	USP/EEC	19	0,11	0,41	0,20	0,16
	UFRN	102	0,86	194,50	28,74	9,45
Ferro	USP/EEC	19	4,77	270,80	40,71	18,94
	UFRN	103	0,00	4,13	0,54	0,21
Manganês	USP/EEC	19	0,08	5,31	0,58	0,18
Mercurio	FAE/ SANEPAR	7	0,75	37,38	7,91	1,66
Molibdênio	FAE/ SANEPAR	7	0,00	4,43	1,45	0,00
	FAE/ SANEPAR	3	14,77	25,54	19,51	18,21
Níquel	UFRN	103	0,00	1,50	0,19	0,10
	USP/EEC	19	0,10	0,48	0,19	0,15
	UFRN	103	0,00	0,37	0,03	0,00
Prata	USP/EEC	19	0,00	0,19	0,02	0,01
Selênio	FAE/ SANEPAR	7	0,00	0,00	0,00	0,00
	FAE/ SANEPAR	7	118,47	6.928,77	1.666,12	840,40
Zinco	UFRN	102	0,21	39,50	5,82	3,11
	USP/EEC	19	0,20	7,06	1,32	0,42

Fonte: Adaptado de Andreoli (2009, p. 54-55).

Nas fossas e tanques sépticos, parte do lodo decanta e sedimenta no fundo, e outra parte flota, formando a espuma ou lodo flotante. Assim, o efluente situa-se na parte intermediária, podendo ocupar proporções distintas do volume do reator em

função principalmente das condições operacionais. Dessa forma, o conteúdo dos caminhões limpa-fossa é uma mistura de efluente e lodo, podendo apresentar características de efluentes concentrados ou até características de lodo de Estação de Tratamento de Esgotos - ETE. Dentre as definições propostas para esse resíduo estão: RESTI (Resíduos Esgotados de Sistemas de Tratamento Individuais de Esgoto), RESIDE (Resíduos Esgotados de Sistemas Individuais de Disposição de Esgoto), RESDLE (Resíduos Esgotados de Sistemas de Disposição Local de Esgoto), EROSS (*Emptying residues of on site sewage disposal systems*) ou RSDLE (Resíduos de Sistemas de Disposição Local de Esgoto). Também tem sido utilizado o termo “lodo de fossa”, entretanto estes possuem características próprias, distintas de lodos convencionais (ANDREOLI, 2009). Ainda segundo Andreoli (2009), o termo mais apropriado para esse material seria “resíduos de fossa” ou “resíduos esgotados de fossa”. Para esta pesquisa optou-se por utilizar “resíduos de fossa”.

3.2 HISTÓRICO E CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Os alagados construídos podem ser definidos como ecossistemas criados de forma artificial com diferentes tecnologias, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos sistemas naturais (alagados naturais ou terras alagadas), diferenciando-se destes principalmente pelo regime hidrológico, o qual é controlado. A utilização do sistema alagado construído no tratamento de efluentes é relativamente nova e pouco utilizada se comparada a outros sistemas de tratamento de efluentes. Sendo assim, ainda existem muitas informações discutíveis e poucas pesquisas publicadas, principalmente no Brasil. Estes sistemas também são conhecidos como zona de raízes, *wetlands* construídos e fito-ETARs (Estações de Tratamento de Águas Residuárias Utilizando Plantas).

Os alagados construídos são sistemas de tratamento de águas residuárias que estão incluídos na categoria dos que utilizam processos naturais que, segundo Metcalf e Eddy (1991), dividem-se em dois tipos:

- Sistemas de aplicação no solo: podendo apresentar infiltração lenta ou rápida e escoamento superficial, e;

- Sistemas de tratamento aquático: podendo ser composto por alagados construídos ou naturais e sistemas de plantas aquáticas.

Desta forma, Metcalf e Eddy (1991) não incluem os sistemas alagados construídos como um componente dos sistemas de disposição no solo, e também não consideram os sistemas de plantas aquáticas como um alagado construído. Contudo, outros autores consideram o sistema de plantas aquáticas como um tipo de alagado construído e ainda o classificam como um sistema de disposição no solo.

Para Brix (1993), os sistemas alagados construídos que se utilizam de macrófitas aquáticas podem ser classificados como:

- Sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes; e
- Sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes.

Nos Estados Unidos, o uso de alagados naturais (*wetlands* naturais) data do ano de 1800, e na Europa, inúmeras “fazendas de esgotos” tornaram-se comuns como uma primeira medida para controlar a poluição. Contudo, esses sistemas passaram a ser utilizados com maior frequência para tratamento de águas residuárias na primeira metade do século XX (METCALF; EDDY, 1991). Para Silva (2007), em sistemas naturais como alagados construídos os processos acontecem em um simples reator de ecossistemas, sob taxas naturais e tendem a ocorrer simultaneamente, de forma oposta aos sistemas mecânicos, em que os processos ocorrem sequencialmente em reatores separados com taxas aceleradas, como um resultado da energia aplicada.

Na Europa, as pesquisas sobre a utilização de alagados construídos para tratamento de águas residuárias começou na década de 50, e nos Estados Unidos no final da década de 60 (USEPA, 1999). O primeiro sistema construído foi projetado, em escala experimental, pelo Instituto Max Planck (*Max Planck Institute*) localizado em *Pion*, na Alemanha, no ano de 1952. Porém, somente no ano de 1977 foi construído em *Othfresen* um sistema em escala real para tratamento de águas residuárias urbanas (MASI, 2004). Posteriormente, essa técnica foi aplicada em inúmeros países: Austrália, Inglaterra, Portugal, Itália, Bélgica, Dinamarca, França, Hungria, Noruega, Polônia, Eslovênia, Suécia, Suíça, Holanda, Noruega, Estados Unidos, Canadá, Uganda, Irã, Marrocos, Tailândia e República Tcheca (SILVA, 2007). Nos Estados Unidos as pesquisas aumentaram consideravelmente ao longo dos anos de 1970 e 1980, com o envolvimento federal, principalmente da Autoridade do Vale do Tennessee (*Tennessee*

Valley Authority - TVA) e do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*U.S. Department of Agriculture*) nos anos de 1980 a 1990 (USEPA, 1999).

Na década de 80 foram combinadas a capacidade microbiológica dos solos para filtragem de nutrientes com vários processos biológicos na despoluição do rio Tâmisa, na Inglaterra, e do rio Don, no Canadá. Nos Estados Unidos, para descontaminação do rio Mississippi, foram utilizados jacintos de água (aguapé) que absorveram 1.600 kg de nitrogênio, 360 kg de fósforo, 12.300 kg de fenóis e 43 kg de oligoelementos (microminerais) (RODRIGUES, 1999).

Observa-se um crescente no número de sistemas implantados a partir da década de 80, com preferência para os sistemas de fluxo superficial (*Free water surface* – FWS), apresentando ainda sistemas de fluxo subsuperficial (*Vegetated sub-merged bed systems* – VSB), sistemas híbridos (ambas as composições) e sistemas naturais. A Tabela 3.4 relaciona a quantidade de sistemas construídos e sua distribuição temporal na América do Norte.

Tabela 3.4 Sistemas de alagados construídos implantados na América do Norte, relacionando ano de operação com o tipo de sistema.

Tipo	Antes de 1950	Décadas de 50 - 60	Década de 70	1980 – 1984	1985 – 1989	Década de 90*
Sistema construído – FWS	1	0	3	8	33	85 (Até 1996)
Sistema construído - VSB	0	0	0	0	21	31 (Até 1994)
Sistema construído - híbrido	0	0	0	1	4	6 (Até 1994)
Sistema natural - FWS	4	3	9	5	8	1 (Até 1990)

FWS = *free water surface*; VSB = *vegetated sub-merged bed systems*;

*Ano de inclusão do último sistema no banco de dados da USEPA. Fonte: USEPA (1999).

Em 1990, já havia cerca de 500 alagados construídos na Alemanha, Áustria, Dinamarca e Suíça, operando desde sistemas em pequena escala para tratamento local de águas residuárias de unidades familiares, até sistemas em larga escala, para

tratamento de águas residuárias municipais e industriais (USEPA, 1993). Masi (2004) cita a existência de 5.622 sistemas alagados construídos na Europa, em que 72% dos sistemas eram de fluxo sub superficial horizontal, 18% de fluxo sub superficial vertical, 5,8 de fluxo superficial, 1% híbrido ou misto e 3% sistemas compostos, não especificados pelo autor. Bista e Khataiwada (2004) citam que de todos os alagados construídos na Europa, 5.000 unidades encontravam-se em operação atendendo populações menores que 500 habitantes.

Ainda não se dispõe de muitas informações publicadas sobre a utilização dos alagados construídos no Brasil e o número de unidades é limitado (SILVA, 2007), sendo difundida lentamente e estudada por algumas instituições de pesquisa: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI); Instituto de Ecologia Aplicada (IEA) de Piracicaba, em São Paulo; Empresa Pernambucana de Agropecuária (IPA) e Universidades Públicas.

No Brasil, a primeira tentativa de utilização do sistema alagado construído foi realizada por Salati e Rodrigues, em 1982, com a construção de um lago artificial nas proximidades de um rio poluído, Rio Piracicamirim, em Piracicaba, São Paulo. Pode-se, ainda, citar trabalhos como os de Giovannini e Moatta Marques (1998), da Universidade Federal do Rio do Sul – UFRGS; Roquete Pinto et al. (1998), do Instituto Nacional de Tecnologia; Valentim e Rostom (1998), da Universidade Estadual de Campinas – Unicamp; Almeida (2005), da Universidade Federal de Goiás – UFG; Philippi et al. (2007), da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC; Brasil, Matos e Soares (2007), da Universidade Federal de Viçosa – UFV; Silva (2007), da Universidade de Brasília – UnB e Almeida, Pitaluga e Reis (2010), da Universidade Federal de Goiás – UFG.

A Universidade Federal de Goiás – UFG tem realizado inúmeras pesquisas para se conhecer o potencial na utilização de espécies vegetais para o tratamento de efluentes. Almeida (2005) avaliou quatro espécies vegetais e quatro substratos no tratamento de esgoto sanitário; Abrantes (2009) avaliou a eficiência da taboa (*Typha angustifolia* L.) e do Caniço (*Phragmites australis*); Bufáical (2010) avaliou a eficiência do sistema utilizando como espécies vegetais o lírio do brejo (*Hedychium coronarium* J. König), a taboa (*Typha angustifolia* L.) e o papiros (*Cyperus giganteus*); Mendonça (2010) avaliou a eficiência das espécies de bambu (*Guadua angustifolia* Kunth, *Guadua chacoenses* e *Dendrocalamus asper*) no tratamento do efluente da estação de tratamento de esgotos do Distrito Industrial de Senador Canedo; Quege (2011) avaliou

três espécies de bambu (*Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea* e *Phyllostachys bambusoides*); e Silva Júnior (2013) e Siqueira (2014) avaliaram, respectivamente a eficiência do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) no tratamento do lodo e da fração líquida dos efluentes esgotados de tanques sépticos.

No estado de Goiás, até o início do ano de 2015, registra-se a utilização de 35 unidades de tratamento do tipo alagado construído para tratamento de águas residuárias domésticas, podendo apresentar origem residencial e industrial, conforme apresentado na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 Sistemas de alagados construídos no Estado de Goiás até janeiro de 2015.

Localização	Proprietário	Origem do Efluente	Vazão/ quantidade de Módulos
Goiânia	Particular	Residência/ Doméstico	(1 m ³ /dia); 01
Goiânia	Particular	Residência/ Doméstico	(1 m ³ /dia); 01
Goiânia	Parque da Criança	Parque/ Doméstico	(5 m ³ /dia); 01
Goiânia	Vila Ambiental	Parque/ Doméstico	(7 m ³ /dia); 01
Goiânia	Campus II - PUC	Universidade/ Doméstico	(60 m ³ /dia); 03
Goiânia	Integral	Indústria/ Doméstico	(10 m ³ /dia); 01
Cidade de Goiás	Particular	Residência/ Doméstico	(1 m ³ /dia); 01
Luziânia	Goiás Verde	Indústria/ Doméstico	(24 m ³ /dia); 01
Caldas Novas	Ecol. Park das Thermas	Condomínio/ Doméstico	(140 m ³ /dia); 03
Caldas Novas	Particular	Residência/ Doméstico	(1 m ³ /dia); 01
Catalão	Anglo American	Indústria/ Doméstico	(87 m ³ /dia); 09
Caldas Novas	Clube Lagoa Quente	Resort/ Doméstico	(160 m ³ /dia); 03
Goiânia	Portal do Sol Mendanha	Condomínio/ Doméstico	Em fase de projeto
Senador Canedo	Jaepel	Indústria/ Doméstico	Leito de secagem (3.000 m ²)
Catalão	Fosfértil	Indústria/ Doméstico	(20 m ³ /dia); 07

Fonte: Informação pessoal obtida de Stephan Posch, coordenador do Centro Alternativo de Tecnologia – CAT, no dia 20 de março de 2015, via e-mail.

Devido ao clima Tropical, o Brasil se torna um país com enorme potencial para a utilização dos alagados construídos, considerando um melhor desempenho dos microrganismos responsáveis pela transformação dos poluentes presentes nas águas residuárias. Segundo Silva (2007), os sistemas alagados construídos são recomendados para pequenas comunidades que disponham de área para sua implantação, podendo ainda estar associados aos sistemas individuais para melhoria da qualidade dos efluentes domésticos.

Para Almeida (2007), a remoção de poluentes nos sistemas ocorre em resultado de complexas interações de fenômenos de natureza química, física e biológica. Entre os processos físicos, atuam os mecanismos de filtração, sedimentação, adsorção por força de atração intermolecular (força de van der Waals), e de volatilização da amônia. Nos processos físico-químicos ocorre a precipitação, ou co-precipitação de compostos insolúveis, a decomposição por processos de radiação UV, a eliminação de vírus e bactérias, a adsorção no substrato ou em superfícies vegetais e a oxidação e redução de compostos orgânicos e metais. Nos processos biológicos ocorrem o metabolismo vegetal – correspondendo com a assimilação e metabolismo de substâncias orgânicas pelas plantas e excreção radicular de toxinas e compostos orgânicos; o metabolismo bacteriano – remove sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias livres ou que estão aderidas às plantas, ao solo ou ao meio suporte; e a absorção radicular – correspondendo a assimilação de nutrientes pelas plantas (DIAS et al., 2000).

As principais vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas alagados construídos observados na literatura (SILVA, 2007) incluem:

- Custos de construção e operação relativamente baixos;
- Fácil Manutenção;
- Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes;
- Possibilidade de obter alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de *habitats* naturais e de áreas recreacionais ou educacionais;
- Não requer uso de energia;
- Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos;
- Reduz a matéria orgânica e os sólidos sedimentáveis;

- Podem ser construídos com solo e o mínimo de concreto e aço;
- Não possui mau cheiro, pois as raízes funcionam como filtro, eliminando-o;
- Possibilidade de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos complexos;
- Possibilidade de reciclagem, reutilização e valorização dos efluentes;
- Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes;
- Considerável redução de patógenos; e
- Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.

Já dentre as principais desvantagens (SILVA, 2007) incluem:

- Podem causar problemas pela presença e proliferação de insetos;
- Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a tratar, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas;
- Sua colmatação ocorre com alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade de controle da carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema;
- Requer um período inicial de adaptação, até a vegetação estar bem estabelecida;
- Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo;
- Possui eficiências sazonais.

Dentre as desvantagens citadas, muitas podem ser evitadas ou controladas com a correta operação do sistema. Para isso, é necessário mais estudos e pesquisas na área, a fim de estabelecer critérios de projeto bem definidos para sua concepção, instalação e operação.

3.3 CLASSIFICAÇÃO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Baseando-se em outros trabalhos, Vymazal (2010) classificou os sistemas alagados construídos com relação a disposição das macrófitas aquáticas; fluxo do resíduo aplicado; e com relação à direção do fluxo de escoamento.

3.3.1 Quanto à disposição das macrófitas

Segundo Vymazal (1998), os sistemas de tratamento de esgoto com plantas podem ser classificados de acordo com a forma com que a macrófita dominante se apresenta, podendo ser:

– **Flutuante:** nesta forma as macrófitas podem apresentar-se enraizadas, com folhas flutuantes na superfície da água, ou em suspensão no meio líquido. Dentre as espécies de macrófitas flutuantes mais utilizadas para o tratamento de águas residuárias estão a *Eichhornia crassipes*, conhecida como jacinto d'água; aguapé ou rainha dos lagos; e a *Lemna* (Lemnáceas), também conhecidas como lentilhas d'água. A utilização destas espécies se dá principalmente pela sua grande capacidade de desenvolvimento. Para Salati et al. (2009), o jacinto d'água é utilizado devido à sua capacidade de resistir a águas altamente poluídas com grande variações de nutrientes, substâncias tóxicas, pH, metais pesados e variações de temperatura. As lemnáceas têm aplicação no tratamento terciário de efluentes e são menos utilizadas que os jacintos d'água (SILVA, 2007). A Figura 3.1 mostra um desenho esquemático de um sistema construído com macrófitas flutuantes.

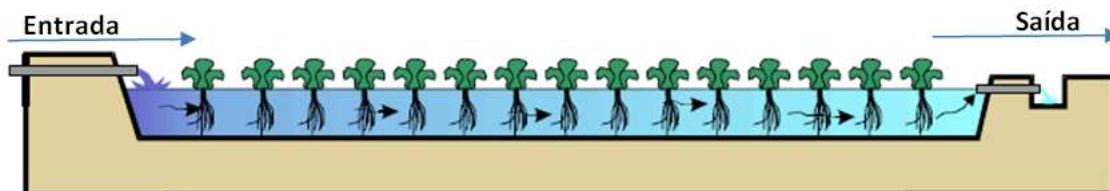


Figura 3.1: Sistema alagado construído com macrófitas flutuantes livres.

Fonte: Adaptado de Salati et al. (2009).

– **Submersa:** as macrófitas ficam totalmente submersas e apresentam-se enraizadas (Figura 3.2) ou em suspensão. Estas macrófitas devem estar totalmente submersas, pois, se expostas à radiação solar poderão ter seus tecidos fotossintéticos ativos destruídos. As espécies submersas mais utilizadas são: *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Egeria* sp. e *Elodea canadensis* (SALATI, 2009).

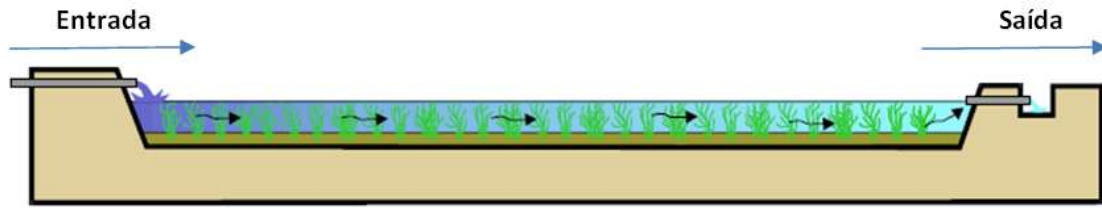


Figura 3.2: Sistema alagado construído com macrófitas submersas enraizadas.

Fonte: Adaptado de Salati et al. (2009).

– **Emergente:** este sistema utiliza macrófitas que se desenvolvem com o sistema radicular preso ao meio suporte e as folhas crescendo para fora da água (Figura 3.3). As espécies mais utilizadas são *Phragmites australis*, *Typha latifolia* e *Scirpus lacustris*. Todas essas espécies são morfologicamente adaptadas para se desenvolver em meios inundados em decorrência do grande volume de espaço interno capaz de transportar oxigênio para o sistema radicular (ARMSTRONG et al., 1991). Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular da macrófita para o entorno da rizosfera, criando condições de oxidação no meio suporte que, de outra forma, seriam anaeróbios, proporcionando condição para a decomposição da matéria orgânica, bem como, o crescimento de bactérias nitrificadoras (SALATI et al., 2009). No estado de Goiás, alguns experimentos vêm sendo desenvolvidos com a utilização do *Chrysopogon zizanioides* (capim Vetiver), apresentando resultados promissores.

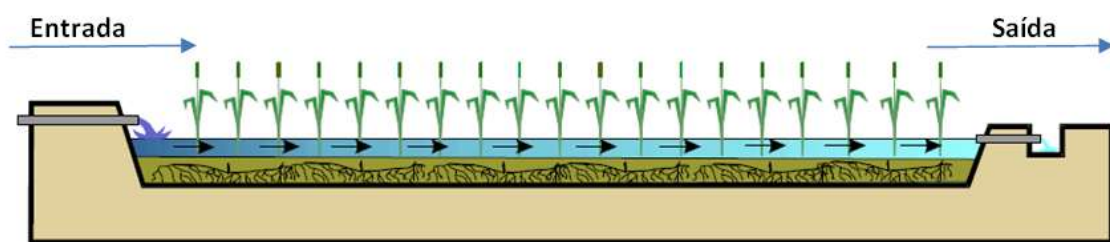


Figura 3.3: Sistema alagado construído de fluxo superficial com macrófitas emergentes.

Fonte: Adaptado de Salati et al. (2009).

3.3.2 Quanto ao fluxo do resíduo aplicado

Para Vymazal (2010) os sistemas de alagados construídos também podem ser classificados com base no nível do resíduo aplicado, em relação à superfície do leito de tratamento. Desta forma, os sistemas podem ser classificados em:

– **Fluxo superficial:** a Figura 3.3 demonstra um sistema de fluxo superficial. Usualmente são utilizadas plantas tais como *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Scirpus lacustris* e *Chrysopogon zizanioides*. Nestes sistemas, uma lâmina de água de 10 a 40 cm é mantida sobre a superfície do leito onde o tratamento ocorre. Diversos mecanismos de ação de microrganismos que estão fixados no substrato, na superfície do solo e na parte submersa do caule das plantas, são responsáveis pela eficiência do tratamento (SALATI et al., 2009). Segundo Ran et al. (2004), a matéria orgânica e os sólidos suspensos são removidos devido à alta eficiência hidráulica (baixa velocidade de fluxo e alto tempo de detenção hidráulica) e boas condições de sedimentação.

– **Fluxo subsuperficial:** neste sistema, as águas residuárias percolam o meio de suporte abaixo de sua superfície, portanto, sem contato direto com a atmosfera. No entanto, o efluente pode ser introduzido superficialmente ao sistema (em contato direto com a atmosfera) ou de forma subsuperficial (entre as camadas do meio de suporte). As macrófitas possuem como principais funções o fornecimento de oxigênio aos microrganismos na rizosfera e a estabilização e aumento da corrente hidráulica (SALATI et al., 2009). A Figura 3.4 exemplifica o sistema de fluxo subsuperficial.

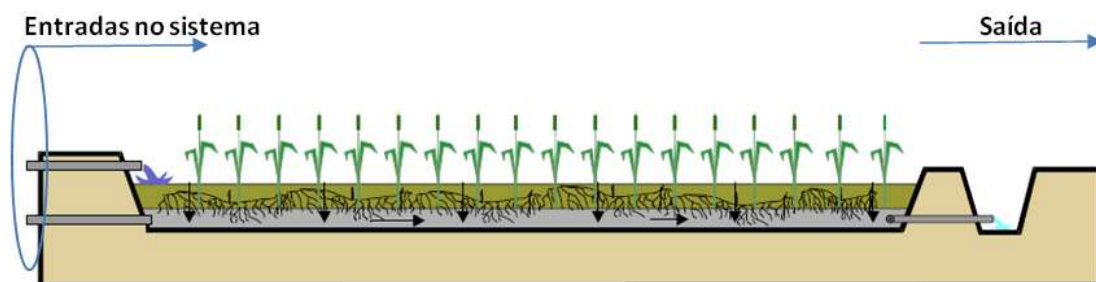


Figura 3.4: Sistema alagado construído de fluxo subsuperficial.

Fonte: Adaptado de Salati et al. (2009).

3.3.3 Quanto à direção do fluxo de escoamento

Essa classificação é proposta por Vymazal (2010) e se dá em função da direção que as águas residuárias percorrem no meio de suporte, podendo ser:

– **Direção horizontal:** as águas residuárias percolam o meio de suporte horizontalmente (Figura 3.5). São normalmente introduzidas no sistema através de um meio de suporte mais permeável, evitando a colmatagem e procurando induzir um fluxo horizontal.

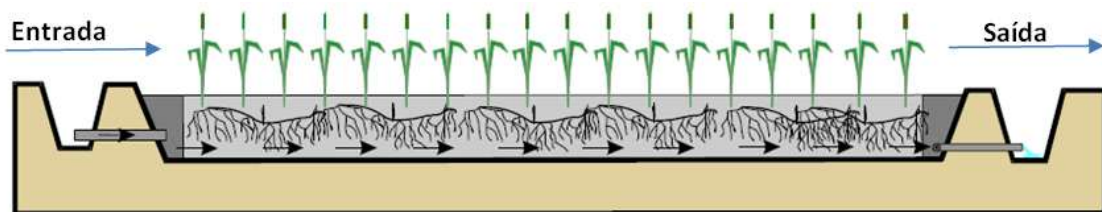


Figura 3.5: Sistema alagado construído de direção horizontal.

Fonte: Adaptado de Salati et al. (2009).

– **Direção vertical:** as águas residuárias percorrem o meio de suporte verticalmente, sob um sentido ascendente ou descendente. Estes sistemas têm se mostrado eficientes para o tratamento em países de clima temperado e tropical, sendo o sentido descendente (Figura 3.6) o mais recomendado, considerando que o desenvolvimento das macrófitas se dá nas primeiras camadas do meio (SILVA, 2007).

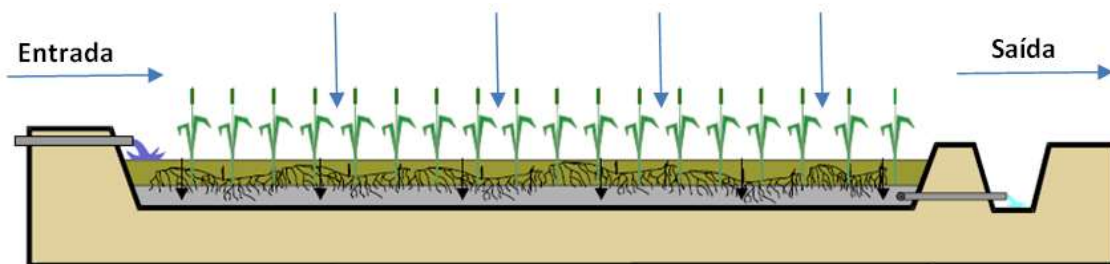


Figura 3.6: Sistema alagado construído de direção vertical.

Fonte: Adaptado de Salati et al. (2009).

Estas são as principais classificações dos sistemas alagados construídos. Contudo, vários tipos de alagados construídos podem ser combinados (Figura 3.7) a fim

de alcançar uma maior eficiência, considerando que determinados sistemas possuem maior afinidade na remoção de algumas substâncias (SALATI, 1987; BRIX, 1993). Tais sistemas são denominados híbridos ou combinados. Normalmente essas combinações compreendem sistemas de fluxo vertical e horizontal. No entanto, outras possibilidades podem ser utilizadas.

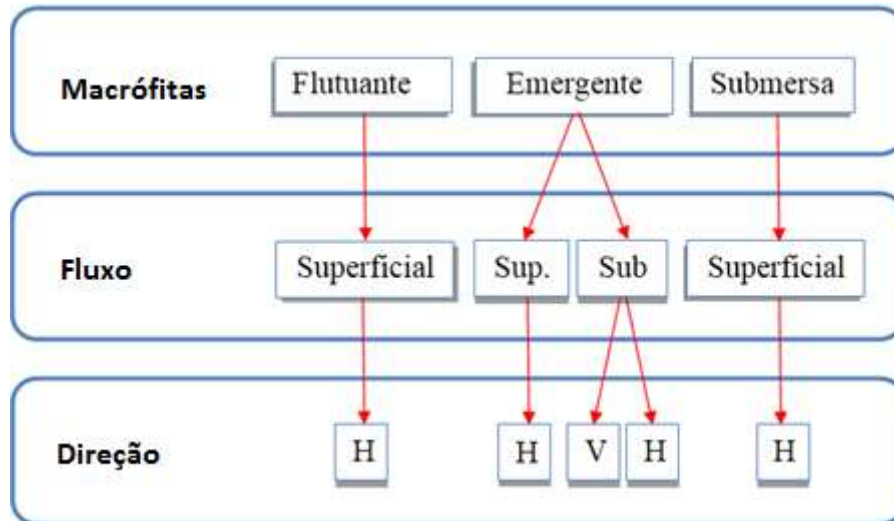


Figura 3.7: Principais tipos e combinações de sistemas de alagados construídos para tratamento de resíduo de fossa. Sup. = superficial, Sub. = subsuperficial, H = horizontal e V = vertical.

Fonte: Adaptado de Vymazal (2010).

3.4 COMPONENTES DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

3.4.1 Meio suporte

O meio suporte possui duas funções no sistema: filtrar o efluente no decorrer de todo o processo e servir de suporte para a fixação e o desenvolvimento das macrófitas, sendo normalmente compostos por 2 ou 3 substratos diferentes dispostos em camadas sobrepostas umas às outras. Nos sistemas de escoamento subsuperficial o meio suporte torna-se de fundamental importância para o desenvolvimento de microrganismos que habitam a rizosfera das macrófitas. Nestes sistemas uma enorme variedade de bactérias, fungos, algas e protozoários utilizam os substratos para obter carbono, nutrientes e energia para suas atividades (OLIVEIRA, 2008). Características físicas como uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica devem ser observadas

na seleção do meio suporte, influenciando diretamente os processos de depuração das águas residuárias e conseqüentemente o desempenho do sistema (SILVA, 2007). Segundo Duarte (2002), deve-se evitar a utilização de um substrato que contenha elevado teor de argila, pois, os poluentes tenderiam a ser acumulados e não degradados pelos microrganismos, sendo novamente liberados no efluente após a colmatção do sistema. Dessa forma, a utilização de substratos de baixa granulometria permite maior eliminação de sólidos suspensos, microrganismos e melhor absorção de nutrientes, embora exija áreas mais extensas. De forma antagônica, substratos mais permeáveis são relativamente menos eficazes no desenvolvimento das macrófitas e na remoção de poluentes e microrganismos. No entanto, permitem aplicação de cargas hidráulicas maiores e oferecem menos riscos de colmatção.

A colmatção é um fenômeno físico que ocorre devido à diminuição da porosidade do meio suporte. Esse fenômeno ocorre principalmente pelo acúmulo de resíduos e sólidos suspensos no substrato.

Usualmente, o meio suporte é composto por substratos de cascalho, areia e brita, por possuírem maior porosidade e evitarem a colmatção prematura do sistema. Silva (2007) desenvolveu um sistema alagado construído utilizando como meio suporte o solo natural (Latosolo Vermelho-Amarelo) modificado (adicionando areia média), obtendo ótimos parâmetros de eficiência, porém, com pequena vida útil devido à rápida colmatção.

3.4.2 Macrófitas

As macrófitas são plantas aquáticas (hidrófitas) por terem seu ciclo fisiológico dependente da água, pelo menos em parte de seu ciclo de vida, podendo habitar ambientes que variam de totalmente alagados a úmidos, por períodos longos ou curtos. Segundo Kadlec e Knight (1996), Vymazal et al. (1998), USEPA (1999) e IWA (2000), existem diversos grupos de plantas macrófitas (Figura 3.8), destacando para a utilização nos sistemas alagados construídos os seguintes:

- Macrófitas flutuantes: plantas que apresentam folhas que flutuam na superfície da água, podendo ser encontradas formas enraizadas (maior parte das folhas na superfície) ou em suspensão no sistema (maior parte do caule e folhas submersas). As macrófitas (em suspensão) mais utilizadas nos sistemas são: jacinto d'água

(*Eichhornia crassipes*), lentilha d'água (*Lemna* spp.) e azola (*Azolla filiculoides*). Como exemplo de macrófita enraizada tem-se a pinheirinha de água (*Myriophyllum aquaticum*).

- Macrófitas submersas: plantas enraizadas ao meio suporte ou em suspensão no sistema, que têm suas partes vegetativas abaixo da superfície da água podendo apresentar os órgãos reprodutores na superfície ou acima dela. Pode-se citar: elodea-comum (*Elodea canadenses*), *Potamogeton pectinatus*, *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Egeria* sp. (SALATI, 2009).

- Macrófitas emergentes: plantas enraizadas ao meio suporte com a maior parte do caule e folhas na superfície. Usualmente são utilizadas as espécies: capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), taboa (*Typha angustifolia* L., *Typha latifolia*), caniço (*Phragmites* spp.) e a *Scirpus lacustris*.

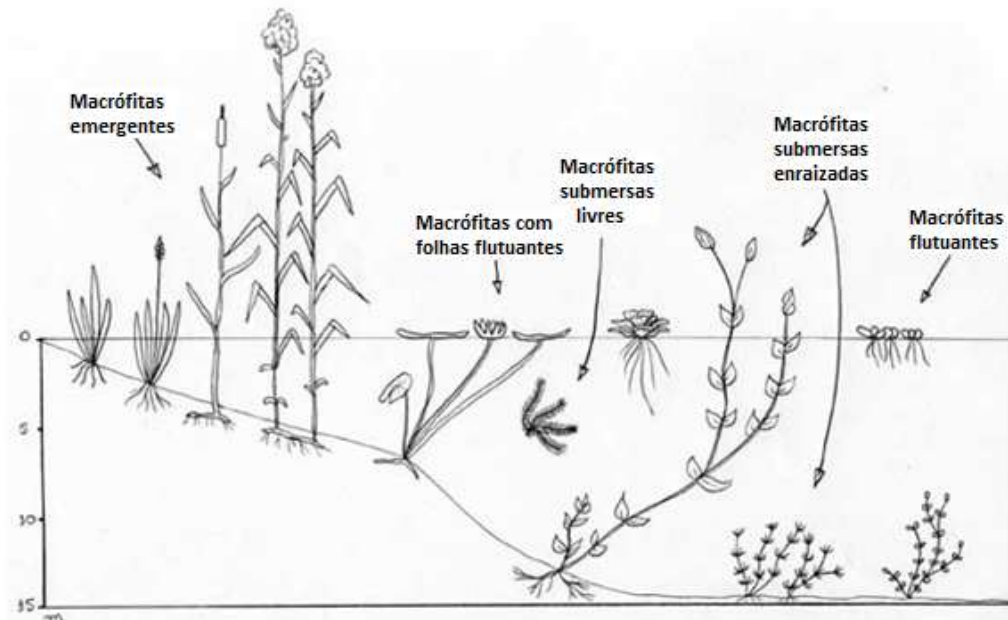


Figura 3.8: Grupos de macrófitas aquáticas.

Fonte: Adaptado de Esteves (1998).

Segundo Pereira (2010), os principais mecanismos (relacionados às macrófitas) responsáveis pela eficiência do sistema na depuração das águas residuárias são: a fitoestabilização, a rizodegradação, a rizofiltração, a fitodegradação, a fitoacumulação, a fitovolatilização e a evapotranspiração. Para Silva (2007), as raízes ajudam a diminuir a turbidez e os sólidos suspensos. Nelas o material adsorvido forma um excelente ecossistema para o desenvolvimento de fungos e bactérias que contribuem

no processo de mineralização das matérias orgânicas, que são em parte, absorvidas pelas macrófitas para suprimento da demanda de nutrientes necessários ao seu crescimento.

Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002) descrevem as macrófitas como de fundamental importância no processo de tratamento, proporcionando superfície para a ligação de filmes microbianos que exercem a maior parte do tratamento; ajudam na filtração e adsorção de constituintes dos resíduos de fossa; transferem oxigênio para a coluna d'água através de seu sistema radicular e rizomas e ainda proporcionam isolamento térmico (a biomassa no topo do leito evita a perda de calor por convecção).

Na seleção de macrófitas para compor o sistema alagado construído, os principais critérios para a seleção de espécies a serem observados são (CANAISS SECO, 2008): rápido crescimento; para leitos de profundidades maiores que 0,6 m deve-se optar por *Phragmites*, pois suas raízes atingem profundidades de 1 m; sempre que os efluentes possam apresentar altas concentrações de sódio, por exemplo em comunidades litorâneas, onde pode ocorrer infiltração de águas salobras, recomenda-se a utilização de caniços do gênero *Phragmites*, cujo sistema radicular se desenvolve rapidamente; espécies que possuam boa eficiência na depuração de águas residuárias e eliminação de nutrientes; espécies que possuam utilidade posterior, podendo ser aproveitadas em processos de compostagem por exemplo; espécies que sejam de fácil manutenção e que sejam resistentes aos poluentes presentes no efluente a ser tratado.

3.4.2.1 *Chrysopogon zizanioides* (capim Vetiver)

Chrysopogon zizanioides (L.) Roberty é uma gramínea perene que apresenta talos eretos que atingem de 0,5 a 1,5 m de altura e folhas relativamente rígidas e compridas, com 75 cm de comprimento e não mais de 8 mm de largura (THE WORLD BANK, 1993). Possui um sistema radicular com numerosas fibras e raízes cilíndricas, é capaz de alcançar 3 m de profundidade e em alguns casos observam-se raízes com até 5 m de comprimento, conforme apresentado na Figura 3.9 (CAZZUFFI et al., 2005; TRUONG, 2006).

A utilização do óleo ou essência extraído pela destilação das raízes da planta pela indústria de cosméticos tornou o capim Vetiver conhecido mundialmente. Devido às suas características fisiológicas, morfológicas e ecológicas únicas a planta possui um importante papel na proteção ambiental, conforme apresentado na Tabela 3.6.

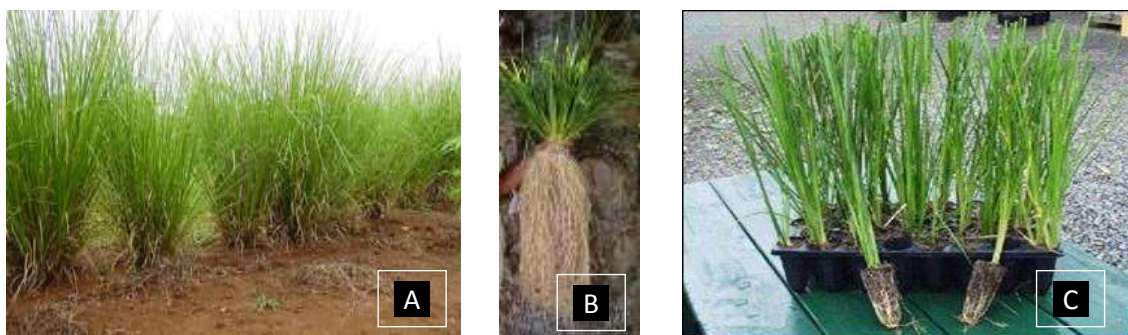


Figura 3.9: (A) capim Vetiver no campo; (B) detalhe do sistema radicular do capim Vetiver; (C) detalhe de mudas do capim Vetiver produzidas em bandeja.

Fonte: Figura A <<http://aloucadosperfumes.wordpress.com/2012/12/12/vetiver-vetiveria-zizanioides/>>;
 Figura B <<http://www.vetivernurseries.co.nz/index.php?page=the-vetiver-system>>;
 Figura C <<http://www.fibre2fashion.com/industry-article/46/4560/home-textile-products-with-vetiveria-zizanioides1.asp>>.

Tabela 3.6 Características físicas, morfológicas e ecológicas do *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty.

Características	Vantagens
Fisiológicas	<ul style="list-style-type: none"> - Tolerância a variações extremas do clima (secas, fogo, alagamento, geadas); - Adaptação a ampla faixa de pH no solo (3-10,5); - Alta tolerância a níveis tóxicos de metais (Al, Mn, Cd, Cr, etc.);
Morfológicas	<ul style="list-style-type: none"> - Talos duros e eretos que podem resistir a fluxos intensos de água; - Sistema radicular profundo e denso;
Ecológicas	<ul style="list-style-type: none"> - Reprodução por mudas, não sendo uma planta invasora (sementes estéreis); - Promove a sucessão natural.

Fonte: Adaptado de Truong e Hengchaovanich (1997) e Grimshaw (2005).

As raízes do capim Vetiver possuem um rápido crescimento favorecendo a utilização da planta para estabilizar taludes e encostas. Especialmente para o tratamento de efluentes, o capim Vetiver sobrevive em vários tipos de solo (inclusive areias, argilas, cascalhos e até solos ricos em alumínio). É resistente a pragas, doenças, *deficit* hídrico, geadas e fogo. Forma touceiras e se reproduz somente por mudas, pois suas sementes são inviáveis (TRUONG; LOCH, 2004; CAZZUFFI et al., 2006).

Assim, devido às características do capim Vetiver e a sua alta tolerância a condições climáticas e edáficas adversas, incluindo elevados níveis de metais pesados, ele vem sendo utilizado na fitorremediação e na reabilitação de áreas contaminadas (minas e barragens de rejeitos) em países como Austrália, Chile, China, África do sul, Tailândia e Venezuela (TRUONG, 2006).

3.5 PROCESSOS DE REMOÇÃO

A remoção de metais e do P, S e Se nos sistemas alagados construídos ocorre por fenômenos de natureza física, química e bioquímica, como apresentado na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 Principais mecanismos envolvidos na remoção de metais e não metais nos sistemas alagados construídos.

Mecanismos de Remoção
<ul style="list-style-type: none"> - Adsorção e troca catiônica; - Precipitação; - Absorção pelas macrófitas (fitoacumulação); - Fitoestabilização e rizofiltração; - Oxidação/redução microbiana.

Fonte: Adaptado de Vymazal et al. (1998); USEPA (1999); Duarte (2002); UN-HABITAT (2008); Barreto (2011).

Embora a maioria dos sistemas utilizados sejam para a remoção de compostos nitrogenados e fosforados, a literatura mostra que os sistemas de alagados construídos apresentam alto desempenho para a remoção de atributos inorgânicos. Algumas macrófitas utilizadas nos sistemas alagados construídos na remoção de metais são apresentadas na Tabela 3.8.

3.5.1 Metais

Os processos de remoção de metais incluem sedimentação, filtração, adsorção, precipitação, troca catiônica, absorção pelas macrófitas, bem como as reações de oxidação. O processo de adsorção envolve a ligação de íons metálicos para a superfície das macrófitas onde os microrganismos provocam a precipitação de sulfetos e óxidos metálicos (UN-HABITAT, 2008).

Tabela 3.8 Macrófitas utilizadas nos sistemas alagados construídos para a remoção de atributos inorgânicos.

Macrófita	Atributos Inorgânicos	Referência
<i>Scripuscalifornicus</i> sp.	Cd, Cu e Zn	Hafeznezamiet al. (2012)
<i>Betula populifolia</i>	Zn, Cu e As	
<i>Rhus copallinum</i>	Zn e Cu	Qianet al. (2012)
<i>Polygonum cuspidatum</i>	Cu e As	
<i>Artemisi avulgaris</i>	Cu	
<i>Alternanther aphloxeroides</i> , <i>Echinochlo acrusgalli</i> e <i>Polygonumhydro piper</i>	Cd, Pb e Zn	Liu et al. (2007)
<i>Cyperus haspan</i>	Fe, Mn e Zn	Akinbileet al. (2012)
<i>Cyperus spp.</i>	As	Nakwanitet al. (2011)
<i>Phragmites australis</i>	Cr6+ e Cr3+	Fibbiet al. (2012)
<i>Lemna Minor</i>	Pb, Cu, Cd e Zn	Sekomoet al. (2012)
<i>Typhalatifolia latifolia</i> e <i>Phragmitesaustralis atifolia</i> .	Sb, Cd, Sn, Li, Se, e V	Calijuri et al., (2011), Grisey et al. (2012)

Fonte: Adaptado de CHEN et al. (2009).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DE ESTUDO

O sistema experimental pesquisado foi instalado na Estação de Tratamento de Esgoto Dr. Hélio Seixo de Brito, localizada na Avenida Perimetral Norte, município de Goiânia, GO, e operada pela Saneamento de Goiás S/A – Saneago, concessionária responsável pela prestação de serviços de saneamento básico no Estado de Goiás. Sua implantação ocorreu em uma área próxima à estação elevatória de efluente bruto da ETE, com coordenadas geográficas 16° 37' 55" Sul e 49° 15' 44" Oeste, local destinado ao descarregamento dos caminhões limpa-fossa. O local foi escolhido pela facilidade de descarga de caminhões com o resíduo de fossa, sem interferir na rotina da ETE.

4.2 SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO

4.2.1 Histórico do sistema

O sistema foi instalado em novembro de 2012. Foram construídos dois tanques escavados no solo, um tanque foi plantado com capim Vetiver e o outro serviu de controle (testemunha), permitindo a avaliação da influência da vegetação e do substrato no processo de tratamento (Figura 4.1). O sistema pode ser classificado como alagado construído de fluxo subsuperficial vertical descendente.

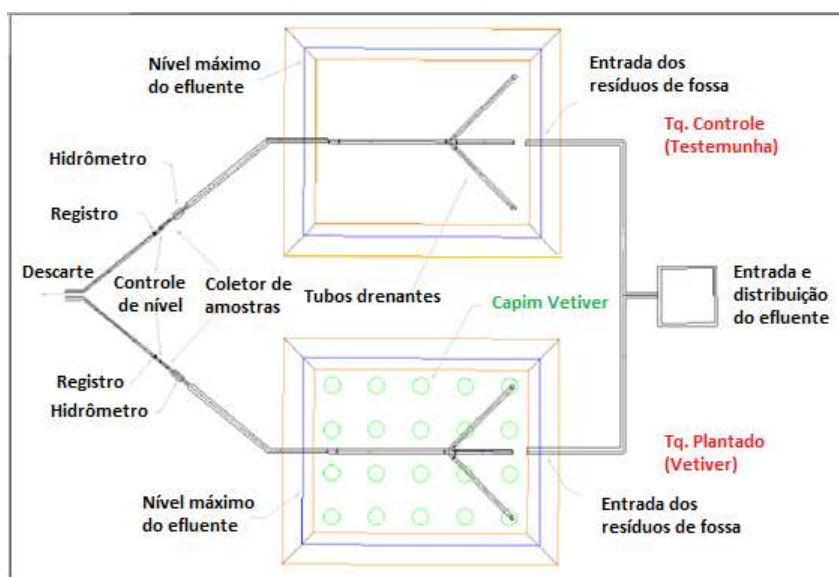


Figura 4.1: Planta do sistema experimental de tratamento (sem escala).

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2013).

4.2.2 Escavação, impermeabilização, sistema de drenagem e meio suporte

- Escavação

O sistema experimental consiste de dois leitos de tratamento escavados no solo (Figura 4.2), em formato de tronco de pirâmide invertida, revestidos com manta impermeabilizante, dotados de sistema de drenagem de percolado e gases, preenchido com substrato variado e um deles plantado com capim Vetiver. Os tanques possuem dimensões de 3,0 x 4,0 m na base inferior e 4,15 x 5,15 m na base superior, com profundidade de 1,2 m e talude com inclinação de 60°.



Figura 4.2: Início de escavação dos tanques do sistema experimental.

Fonte: Silva Júnior (2013).

- Impermeabilização

Para a impermeabilização do sistema foi utilizada uma lona dupla de PVC de 200 μm , em quatro camadas sobrepostas (Figura 4.3). As bordas da manta de impermeabilização foram fixadas no terreno com a utilização de grampos metálicos.

- Sistema de drenagem

No sistema de drenagem do efluente tratado e dos gases (Figura 4.4) foram utilizados tubos em PVC de 75 mm de diâmetro com três linhas de furos de 10 mm de diâmetro (3/8”), espaçados em 50 mm no sentido do comprimento do tubo, perfurados com furadeira elétrica manual. Os tubos de drenagem de fundo foram dispostos em formato “espinha de peixe”, com a instalação dos tubos para ventilação e troca de gases

em suas extremidades. O sistema de drenagem possui uma inclinação de 1% e sua operação ocorre por meio da força da gravidade.



Figura 4.3: Posicionamento da manta de impermeabilização nos tanques de tratamento do sistema experimental.

Fonte: Silva Júnior (2013).



Figura 4.4: Sistema de drenagem de efluente tratado no sistema experimental com tubos de ventilação e troca de gases em suas extremidades.

Fonte: Silva Júnior (2013).

- Meio suporte

O meio suporte é composto por areia média e brita números 0 e 1, sobrepostas em sequência (Figura 4.5). Para cada tanque foram utilizados 5,5 m³ de brita # 1; 2,4 m³ de brita # 0 e 2,0 m³ de areia média lavada. A partir da base, a

sequência de preenchimento foi de 40 cm de brita # 1, 15 cm de brita # 0 e 10 cm de areia média, estabelecendo 65 cm de altura de material sobreposto.



Figura 4.5: Detalhe do preenchimento dos tanques de tratamento com substrato em camadas sobrepostas.

Fonte: Silva Júnior (2013).

A disposição dos materiais se deu de forma manual, utilizando-se de pás, em uma altura de queda de 1,5 m. Para proteger os taludes e evitar a contribuição de água de escoamento superficial e o carreamento de solo para dentro dos tanques de tratamento, foram instalados sacos preenchidos com terra em seu entorno. Foram preservados 55 cm de borda livre nos tanques para a aplicação do resíduo de fossa e o acúmulo de água das chuvas, sem que houvesse transbordamentos (Figura 4.6).



Figura 4.6: Vista geral dos leitos de tratamento do sistema experimental após o preenchimento com o meio suporte.

Fonte: Silva Júnior (2013).

4.2.3 Sistema de recepção e distribuição do resíduo de fossa

A recepção do resíduo de fossa e sua distribuição nos tanques também ocorreu por gravidade, por meio de uma caixa de recepção que possui uma grade média para retenção e remoção de sólidos grosseiros (malha de 0,03 m), evitando a entrada de material indesejado nos tanques (Figura 4.7). A caixa receptora é de material polipropileno, com dimensões de 1 x 1 m de base e 0,9 m de altura. Sua função é a recepção dos resíduos de fossa, seu gradeamento e sua imediata distribuição aos leitos de tratamento. Para a distribuição igualitária do resíduo de fossa nos tanques de tratamento, a tubulação proveniente da caixa de recepção foi bifurcada, realizando-se o nivelamento da caixa de recepção e dos tubos de distribuição (Figura 4.7). Sobre a superfície dos tanques, no local de queda do efluente, foi posicionado um anteparo (tijolo perfurado), evitando assim o revolvimento do meio suporte e a criação de caminhos preferenciais de escoamento.



Figura 4.7: (A) caixa de recepção, gradeamento e distribuição do resíduo de fossa aplicado no sistema experimental; (B) sistema bipartido de distribuição dos resíduos de fossa nos leitos de tratamento do sistema experimental.

4.2.4 Sistema de controle de nível do resíduo de fossa dentro dos leitos de tratamento

O nível do resíduo de fossa no interior dos tanques é controlado por meio do princípio dos vasos comunicantes, sendo extravasada do sistema a água residuária excedente. O nível é controlado por meio de duas tubulações verticais de descarga, uma

para cada tanque, implantadas na saída da tubulação de drenagem de fundo, antes do registro (Figura 4.8). O nível do resíduo aplicado dentro dos leitos de tratamento foi ajustado para se estabilizar a 10 cm abaixo da superfície do meio suporte. Na parte externa do sistema de drenagem de líquidos foram instalados um sistema para coleta de amostras (com torneira); um hidrômetro para medir os volumes de líquidos drenados; um tubo vertical para controle do nível de líquidos dentro dos leitos e um registro para a drenagem do tanque (Figura 4.9).

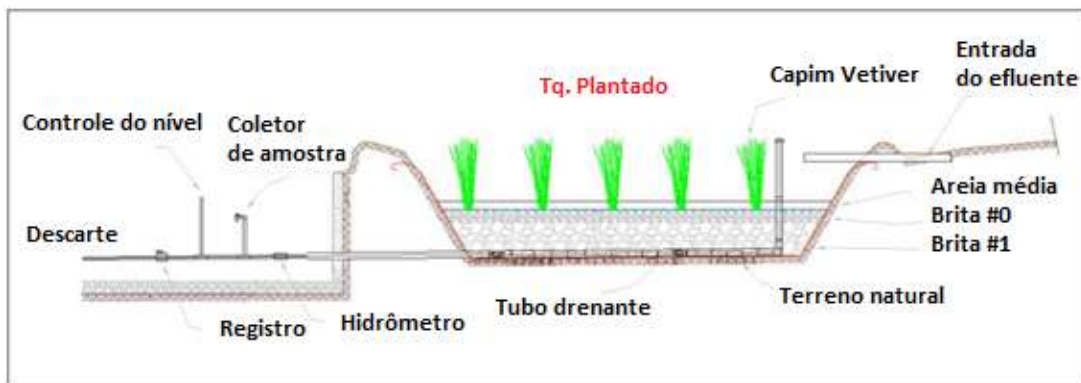


Figura 4.8: Perfil hidráulico do sistema experimental de tratamento de resíduo de fossa.

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2013).

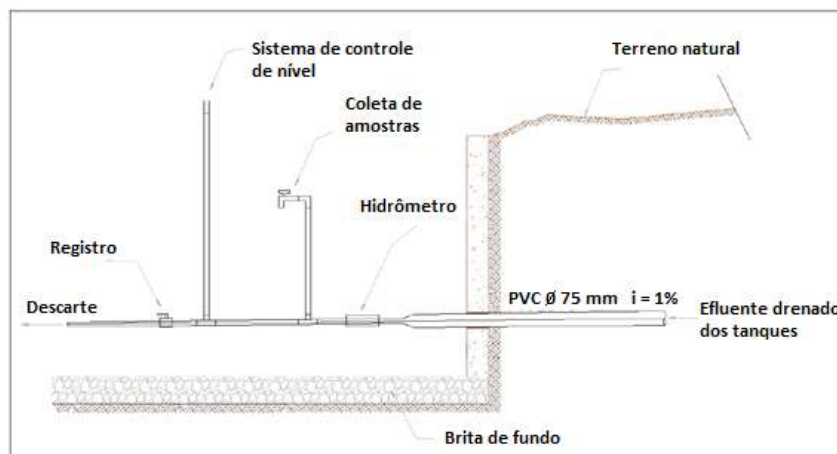


Figura 4.9: Detalhe do posicionamento do hidrômetro, coletor de amostras, controlador de nível e registro de drenagem de um tanque de tratamento.

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2013).

4.2.5 Macrófitas (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty)

A escolha da espécie vegetal capim Vetiver deu-se em razão de sua enorme capacidade de adaptação a ambientes diversos e sua conhecida capacidade de tratar efluentes líquidos.

Para a realização dos estudos de Silva Júnior (2013) e de Siqueira (2014), as mudas foram produzidas a partir de uma planta matriz existente na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgoto com Plantas – EPTEP, da Universidade Federal de Goiás, no ano de 2013, mediante divisão de touceira. O plantio obedeceu a um espaçamento de 60 cm entre as touceiras e abertura de covas com 20 cm de profundidade (atingindo o substrato brita # 0), correspondendo à profundidade média das raízes das mudas nas sacolas. Após os estudos desenvolvidos por Silva Júnior (2013) e por Siqueira (2014) a estação experimental ficou nove meses sem receber aplicação de resíduos. Ao final desse período, o capim encontrava-se com aspecto totalmente amarelado e seco. Para a continuidade dos estudos foi realizada uma poda, preservando 30 cm de folhagem das touceiras (Figura 4.10).



Figura 4.10: (A) imagem do capim Vetiver após 09 meses sem aplicações de resíduos; (B) imagem das touceiras do Vetiver após a poda.

Considerando o diâmetro médio de 25 cm das sacolas das mudas e a área dos tanques, a densidade superficial plantada foi de uma planta por metro quadrado.

4.3 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO

A avaliação do comportamento hidráulico nos tanques de tratamento, plantado e controle, deu-se mediante a observação do tempo médio gasto para total infiltração do lodo aplicado e registro dos volumes de efluente percolado e drenado (medidos pelos hidrômetros).

4.4 AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Para avaliar a capacidade de retenção e absorção de líquidos pelo sistema foi calculado o balanço hídrico para cada tanque por meio de procedimento de medição dos volumes de entrada e de saída.

As contribuições de entrada de líquidos nos tanques são representadas pelas precipitações pluviométricas e pelos volumes de resíduos de fossa aplicados. Para a avaliação da contribuição pluviométrica foi instalado um pluviômetro para registrar as precipitações (Figura 4.11). Considerando os dados de precipitação medidos pelo pluviômetro e a área superficial dos tanques, foi obtido o volume de contribuição de água da precipitação pluviométrica.



Figura 4.11: Pluviômetro instalado no sistema experimental.

O volume de resíduo de fossa aplicado foi estimado por meio da pesagem do veículo limpa fossa, antes e após a aplicação no sistema, obtendo o valor da massa de resíduo aplicada. Durante a aplicação, uma amostra do resíduo foi coletada para

determinação de sua massa específica e posterior cálculo do volume de entrada, utilizando a Equação 4.1.

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (\text{Equação 4.1})$$

Em que:

ρ = peso específico;

m = massa; e

V = volume.

Os volumes de saída de efluente foram obtidos a partir dos hidrômetros, instalados de forma individual para cada tanque do sistema (Figura 4.12). Foram instalados hidrômetros padrão tipo B ($7,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), que mensuram o líquido drenado ao final do processo de tratamento, quando da abertura do registro (sistema operando em batelada) e também o líquido extravasado pelo sistema de controle de nível.



Figura 4.12: (A) hidrômetros implantados na parte externa do sistema de drenagem dos tanques; (B) hidrômetro em detalhe.

De posse dos dados de entrada e saída de líquidos do sistema foi utilizada a Equação 4.2 para estimativa da evapotranspiração:

$$ETP = P + V_{ap} - V_h \quad (\text{Equação 4.2})$$

Em que:

ETP = evaporação ou evapotranspiração;

P = precipitação pluviométrica;

V_{ap} = volume de efluente aplicado no tanque; e

V_h = volume do efluente registrado pelo hidrômetro na saída do tanque.

4.5 AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS, P, S e Se NO RESÍDUO DE FOSSA APLICADO

Os efluentes do caminhão limpa fossa foram descarregados por meio da força da gravidade na caixa de recepção (Figura 4.13). A amostragem para caracterização do resíduo de fossa aplicado foi realizada de forma composta. Foi coletado (diretamente na tubulação de disposição dos efluentes nos tanques) aproximadamente 1 L de efluente a cada minuto, durante o processo de aplicação. Posteriormente, as amostras foram homogeneizadas em um recipiente plástico de 20 L de volume. Da mistura foi coletado aproximadamente 0,5 L para a realização dos ensaios de laboratório.



Figura 4.13: Descarregamento do resíduo de fossa na caixa de recepção do sistema experimental.

As amostras foram preservadas em ambiente refrigerado (caixa de isopor com gelo) e destinadas ao laboratório para a caracterização. Os procedimentos de coleta e preservação das amostras obedeceram ao estabelecido pela Cetesb (2011).

No efluente bruto foi avaliada a concentração de metais (alumínio, antimônio, arsênio, bário, boro, berílio, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, estrôncio, ferro, lítio, magnésio, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, silício, sódio, tálio, titânio, urânio, vanádio e zinco) e dos não metais fósforo, enxofre e selênio.

Os ensaios foram realizados pelo laboratório Aqualit, por meio do equipamento ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry) da PerkinElmer, modelo Optima 7300DV. Na preparação das amostras foi utilizado o método 3005 A (USEPA, 1992) e para a leitura dos resultados foi utilizado o método 6010 C (USEPA, 2007).

4.6 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA NA REMOÇÃO DE METAIS, P, S e Se

O efluente do caminhão limpa fossa foi descarregado na caixa de recepção por meio da gravidade, sendo distribuído ao tanque plantado e ao tanque controle igualmente. O efluente percolou o meio suporte preenchendo seus espaços vazios, indo ao fundo e subindo até atingir o nível de controle, aproximadamente 3,3 m³ de resíduo por tanque. O resíduo excedente, quando havia, era drenado pelo tubo de controle de nível, sendo a aplicação e o funcionamento em regime de batelada.

Foi adotado um Tempo de Detenção Hidráulica – TDH de 6 dias, seguindo recomendação de Koottatep et al. (2004). Após a aplicação e o término do período necessário ao TDH, amostras do efluente tratado (tanque plantado e tanque controle) foram coletadas de forma composta por meio dos respectivos coletores (torneiras).

Para a coleta do efluente foi aberto o sistema de coleta de amostras, sendo descartado o efluente drenado durante os primeiros cinco minutos. Posteriormente, foi coletado aproximadamente 1 L de efluente a cada minuto, durante um período de 10 minutos, sendo homogeneizados em um recipiente de maior volume para a coleta de aproximadamente 0,5 L para a realização dos ensaios. O procedimento foi aplicado para as coletas de ambos os tanques (controle e Vetiver).

Após a coleta das amostras, o registro individual de cada tanque foi aberto de modo a descartar todo o efluente proveniente da batelada tratada. O volume de efluente drenado foi registrado de forma individual para cada tanque (plantado e

controle), por meio dos hidrômetros. No dia seguinte à drenagem dos tanques (que durava aproximadamente seis horas) era realizada nova aplicação do efluente, ficando estabelecido um ciclo de 07 dias por aplicação, sendo 06 dias reservados ao TDH e 1 dia para a drenagem do efluente tratado do sistema. As aplicações procederam de forma ininterrupta, totalizando a repetição de 07 ciclos por um período de 49 dias.

As amostras foram preservadas em ambiente refrigerado (caixa de isopor com gelo) e destinadas ao laboratório para a caracterização. Os procedimentos de coleta e preservação das amostras obedeceram ao estabelecido pela Cetesb (2011).

Com o intuito de avaliar a absorção de atributos pelo capim Vetiver e o acúmulo na superfície do meio suporte (tanque Vetiver e controle) foram coletadas amostras semanais do capim e do lodo acumulado na superfície dos leitos de tratamento. A coleta da amostra do lodo ocorreu de forma aleatória (malha irregular) e individual para ambos os tanques, sendo percorrida toda a sua extensão e coletadas 06 amostras em pontos distintos. Posteriormente as amostras foram unificadas e homogeneizadas em sacos de polietileno, que foram lacrados e etiquetados.

A coleta do capim Vetiver foi realizada com uma tesoura (aço inoxidável), sendo coletadas 10 folhas de plantas distintas, escolhidas de forma aleatória. As folhas foram picotadas e homogeneizadas em sacos de polietileno, lacrados e etiquetados. As amostras foram submetidas ao processo de calcinação a 580-600° C, durante 10-12h, até se constatar a decomposição de toda a matéria orgânica. Posteriormente, foram digeridas em solução ácida para quantificação da concentração dos atributos.

No efluente tratado, no capim Vetiver e no lodo acumulado na superfície dos tanques foram avaliadas as concentrações dos seguintes atributos: alumínio, arsênio, antimônio, bário, berílio, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, enxofre, estanho, estrôncio, ferro, fósforo, lítio, magnésio, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, selênio, silício, sódio, tálio, titânio, urânio, vanádio e zinco.

Os ensaios foram realizados em duplicata pelo laboratório Aqualit por meio do equipamento ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry) da PerkinElmer, modelo Optima 7300DV. Foram utilizados os métodos 3005 A (USEPA, 1992) e 3050 (USEPA, 1988) para preparação das amostras e o método 6010 C (USEPA, 2007) para a leitura dos resultados.

A carga total de entrada (C_e) aplicada no sistema (Equação 4.3) foi obtida por meio da somatória de toda a vazão aplicada durante a realização da pesquisa pela multiplicação das concentrações encontradas em cada aplicação para os diferentes atributos estudados. Em processo análogo foi obtida a carga total de saída (C_s) (Equação 4.3).

$$C_e \text{ ou } C_s = V_1 \times C_1 + V_2 \times C_2 + \dots + V_n \times C_n \quad (\text{Equação 4.3})$$

Em que:

C_e ou C_s = carga total de entrada ou carga total de saída;

V = volume de resíduo de fossa por aplicação ou volume de efluente tratado por aplicação;

C = concentração do atributo no resíduo de fossa por aplicação ou concentração do atributo no efluente tratado por aplicação.

A eficiência do sistema no tratamento do efluente foi calculada considerando as taxas de evapotranspiração, conforme proposto por Almeida e Ucker (2011), comparando a carga total aplicada de cada atributo com sua carga total de saída, conforme a Equação 4.4:

$$Ef(\%) = \frac{(C_e) - (C_s)}{(C_e)} \times 100 \quad (\text{Equação 4.4})$$

Em que:

$Ef(\%)$ = eficiência percentual de remoção da carga poluidora pelo sistema;

C_e = carga total de entrada do resíduo de fossa aplicado no sistema; e

C_s = carga total de saída do efluente tratado pelo sistema.

Segundo Almeida e Ucker (2012), quando se utilizam apenas as concentrações dos atributos no cálculo da eficiência de remoção ocorre uma subestimação nos valores, pois, as macrófitas reduzem significativamente o volume do efluente. Em sua pesquisa os autores utilizaram resultados de pesquisas da área de estudo e simularam taxas de evapotranspiração, concluindo que o cálculo da eficiência

sem considerar a evapotranspiração subestimava a eficiência dos sistemas de tratamento.

A carga adsorvida pelas folhas do capim Vetiver foi calculada por meio da soma das cargas adsorvidas durante cada ciclo de aplicação. A carga adsorvida durante cada ciclo foi obtida por meio da multiplicação da massa seca do capim Vetiver pela concentração presente nas folhas. A concentração presente nas folhas foi obtida por meio da diferença da concentração ao final de cada ciclo de aplicação (7 dias) com a concentração adsorvida na semana anterior (Equação 4.5).

$$Cf = [(C1 - C0) \times m] + [(C2 - C1) \times m] + \dots + [(C7 - C6) \times m] \quad (\text{Equação 4.5})$$

Em que:

Cf = carga acumulada nas folhas do capim Vetiver;

C = concentração do atributo na folha do vetiver; e

m = massa (base seca) de todo o capim vetiver presente no tanque.

A massa do capim Vetiver foi obtida após a sétima aplicação com a coleta da parte aérea de uma touceira inteira, que foi picada, ensacada e mantida em estufa a 50°C até peso constante. O valor encontrado foi multiplicado por 20 (quantidade de touceiras no tanque Vetiver) para se obter a massa total do capim.

A carga de poluentes adsorvida pelo lodo na superfície de ambos os tanques foi calculada por meio da multiplicação do volume de lodo acumulado semanalmente nos tanques pela concentração encontrada nos ensaios de laboratório.

Por fim, a carga de poluente adsorvida pelo meio suporte e raízes do capim Vetiver e a carga adsorvida pelo substrato do tanque Controle foi obtida segundo as Equações 4.6 e 4.7.

$$Cms + raízes = (Ce - Cs - Cl - Cf) \quad (\text{Equação 4.6})$$

$$Cms = (Ce - Cs - Cl) \quad (\text{Equação 4.7})$$

Em que:

$Cms + raízes$ = carga acumulada no meio suporte e raízes do capim vetiver;

Cms = carga acumulada no meio suporte do tanque Controle;

Ce = carga total de entrada do atributo aplicado no sistema;

C_s = carga total de saída do atributo no efluente tratado;
 C_l = carga do atributo adsorvida pelo lodo superficial do tanque e;
 C_f = carga do atributo acumulada nas folhas do capim vetiver.

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Após os ensaios laboratoriais os dados foram submetidos a análise estatística descritiva utilizando o software Excel 2010. Para comparação dos tratamentos foram utilizados os testes de normalidade (Kalmogorov-Smirnov) e Tukey ($\alpha = 0,05$), por meio do software Assistat 7.7.

As concentrações encontradas no efluente tratado nos tanques com Vetiver e Controle foram submetidas ao teste de normalidade. Apresentaram distribuição normal as concentrações dos elementos antimônio, bário, boro, cálcio, estrôncio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, estanho, ferro, fósforo, lítio, magnésio, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, selênio, silício, sódio, tálio, urânio e não normal para o alumínio, berílio, cobalto, cromo, enxofre, manganês, titânio, vanádio e zinco. As concentrações de boro, magnésio e molibdênio não apresentaram normalidade de distribuição e foram transformadas por meio da raiz quadrada ($x = \sqrt{x}$) para fins de análise.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DO TANQUE VETIVER

O sistema alagado construído utilizado no desenvolvimento da pesquisa encontra-se instalado desde 2013. Antes do início desta pesquisa, haviam sido realizadas 13 aplicações de resíduo de fossa, não sendo monitorado até então a eficiência do sistema na remoção de metais e dos não metais P, S e Se.

Apesar de se tratar de um sistema novo, com apenas 13 aplicações, os efeitos de oscilações e de perda no potencial de infiltração do lodo aplicado já puderam ser verificados. Silva Júnior (2013) e Siqueira (2014), estudando o mesmo sistema objeto desta pesquisa apontaram oscilações na eficiência de remoção de alguns parâmetros e também uma perda considerável na capacidade de infiltração/percolação do efluente no meio suporte. Siqueira (2014) observou eficiência negativa em alguns ciclos de aplicações na remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo total. Silva Júnior (2013) relata que até a quarta aplicação o tempo médio para total infiltração do resíduo aplicado no tanque Vetiver variava de duas a três horas. Com as sucessivas aplicações ficou constatado que a velocidade de infiltração diminuiu em ambos os tanques (plantado com Vetiver e tanque controle), sobretudo, no tanque com Vetiver. Durante as últimas aplicações, Silva Júnior (2013) observou a demora de seis dias para total infiltração do efluente no tanque Vetiver.

O quadro apresentado por Silva Júnior (2013) indica a ocorrência do fenômeno de saturação, que pode ter relação direta com o rendimento do sistema na remoção de atributos. Considerando a propriedade acumulativa dos metais no meio ambiente, inicialmente, estes elementos são retidos no meio suporte por meio dos processos de sedimentação, filtração, adsorção, precipitação e absorção pelas macrófitas. Após exaurida a capacidade do meio suporte em reter esses elementos, eles começam a ser eliminados no líquido percolado aumentando sua concentração no efluente final.

A perda da capacidade de infiltração do resíduo aplicado no sistema e a consequente redução na velocidade e no volume de efluente drenado através do meio suporte podem ser observadas na Tabela 5.1, que traz o volume de líquido adicionado aos tanques, o volume drenado pelos hidrômetros individuais e a diferença no volume de líquido percolado pelos respectivos tanques.

Tabela 5.1 Diferença no volume de líquido percolado por ciclo de aplicação no tanque Vetiver e Controle.

Aplicação	Líquido adicionado em cada tanque (m ³)	Líquido drenado do tanque Vetiver (m ³) (Hidrômetro)	Líquido drenado do tanque controle (m ³) (Hidrômetro)	Diferença entre os tanques (%)
1 ^a	3,18	2,40	2,50	4,0
2 ^a	3,15	1,63	2,42	32,6
3 ^a	3,13	2,10	2,50	16,0
4 ^a	3,04	2,00	2,67	25,1
5 ^a	3,09	1,80	2,89	37,7
6 ^a	3,15	1,73	2,58	32,9
7 ^a	3,17	1,57	2,62	40,0

Observação: o volume de líquido adicionado a cada tanque considera o volume de água adicionado por meio da precipitação pluviométrica.

Apesar do volume de líquido adicionado aos tanques sofrer apenas pequenas alterações durante as aplicações executadas, o volume de efluente drenado no tanque Vetiver diminuiu de 2,4 m³ na primeira aplicação para 1,57 m³ na sétima e última aplicação, aumentando de 4% para 40% a diferença no volume drenado pelo tanque Vetiver em relação ao tanque Controle.

As aplicações foram encerradas após o sétimo ciclo devido ao grande acúmulo de líquidos não drenados na superfície do tanque Vetiver. A excessiva retenção de lodo na superfície do tanque impossibilitou uma nova aplicação. Após a sétima aplicação, foram reservados seis dias ao TDH (como definido anteriormente para todas as aplicações), sendo então aberto o registro do tanque Vetiver para drenagem do líquido percolado. Após 24 h com o registro aberto, o volume de líquido ainda acumulado na superfície do tanque impossibilitou a continuação da pesquisa por não haver borda livre suficiente para receber uma nova carga de resíduo de fossa (Figura 5.1).

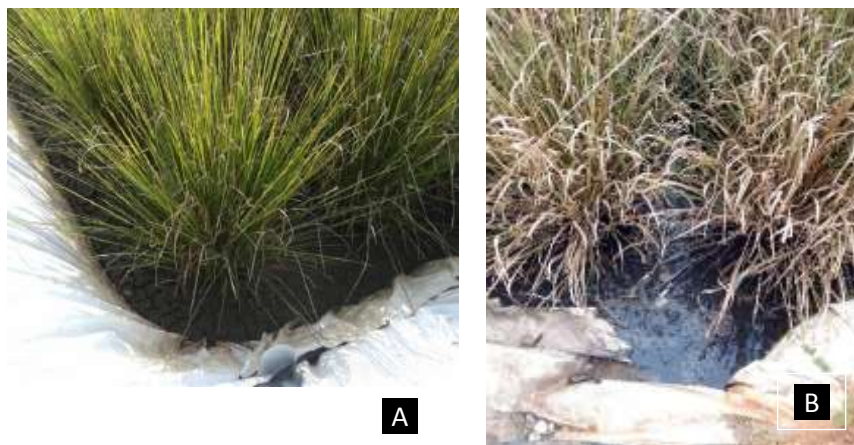


Figura 5.1: (A) tanque Vetiver totalmente drenado após o TDH de 06 dias nas primeiras aplicações (SILVA JÚNIOR, 2013); (B) acúmulo de líquido na superfície do tanque vetiver após 24 h com o registro de drenagem de percolado aberto (sétima e última aplicação desta pesquisa).

5.2 AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO DO SISTEMA

Os sistemas alagados estão continuamente sob efeito de fenômenos naturais, como a evapotranspiração (ETP), que é o conjunto de processos físicos e fisiológicos que provocam a transformação da água precipitada e do efluente aplicado no sistema em vapor (evaporação e transpiração). Dentre outros fatores que modelam o fenômeno da ETP estão os ventos, a temperatura ambiente e o calor radiante. O vento pode atuar afastando da proximidade das superfícies de evaporação as massas de ar de elevado grau de umidade e o aumento de temperatura torna maior a quantidade de vapor de água que pode estar presente no mesmo volume de ar ao se atingir seu grau de saturação, o que influi favoravelmente na intensidade de evapotranspiração. Com relação ao calor radiante fornecido pelo Sol, este é o principal elemento meteorológico e um dos fatores determinantes do tempo e do clima, afetando diretamente os processos físicos (aquecimento e evaporação), biofísicos (transpiração) e biológicos (fotossíntese) (GARCEZ; ALVAREZ, 1988). Para Brasil e Matos (2008), a evapotranspiração em sistemas alagados pode estar relacionada ao clima e às características das águas de subsolo e de superfície, como também, à fisiologia das plantas. Assim, a espécie vegetal utilizada no processo juntamente com outras variáveis de dimensionamento, é de fundamental importância para o sucesso no tratamento de efluentes nos alagados.

Dessa forma, a eficiência do sistema construído para remoção de atributos está diretamente relacionada ao ciclo hidrológico. A precipitação pluviométrica pode

umentar consideravelmente o nível do efluente causando o escoamento superficial no sistema, reduzindo a eficiência do tratamento e causando ainda a diluição do efluente (BRASIL; MATOS, 2008). Em contrapartida, a evapotranspiração diminui o nível do efluente aumentando a concentração dos seus atributos. Dessa forma, considerar apenas a concentração de entrada e de saída dos atributos figura uma subestimação na concentração removida. De forma a evitar a subestimação do sistema, deve-se considerar a eficiência do sistema na remoção da carga poluidora (ALMEIDA; UCKER, 2012), sendo esta obtida pela multiplicação da concentração pelo volume.

No desenvolvimento desta pesquisa, a precipitação pluviométrica interferiu diretamente em apenas um ciclo de aplicação do resíduo de fossa, registrando-se 15,0 mm de precipitação na segunda semana de aplicação. A Tabela 5.2 apresenta o volume e o percentual evapotranspirado pelo tanque plantado com o capim Vetiver e pelo tanque Controle sem vegetação.

Tabela 5.2 Volume e percentual evapotranspirado nos tanques Vetiver e Controle.

Aplicação	Evapotranspiração no tanque Vetiver (m ³)	Evaporação no tanque Controle (m ³)
1 ^a	0,78 (24,58%)	0,68 (21,43%)
2 ^a	1,84 (53,01%)	1,05 (30,24%)
3 ^a	1,03 (32,84%)	0,63 (20,05%)
4 ^a	1,04 (34,18%)	0,37 (12,13%)
5 ^a	1,29 (41,71%)	0,20 (6,42%)
6 ^a	1,42 (45,07%)	0,57 (18,08%)
7 ^a	1,60 (50,50%)	0,55 (17,39%)
Média	1,28 (40,27%)	0,58 (17,96%)

Durante todos os ciclos de aplicação, o percentual evapotranspirado do tanque com o capim Vetiver foi maior que o percentual evaporado do tanque controle. O percentual mínimo de evapotranspiração no tanque Vetiver foi de 24,58% e o máximo de 53,01%. No tanque controle o percentual mínimo evaporado foi de 6,42% e o máximo de 30,24%. A média de evapotranspiração ou retenção de líquido no tanque com capim Vetiver foi de 40,27%. No tanque controle a média de evaporação, ao longo de todas as aplicações, foi de 17,96%.

Em todos os ciclos de aplicação o volume drenado através do hidrômetro do tanque plantado foi inferior ao volume registrado no hidrômetro do tanque Controle, fator atribuído à capacidade do capim Vetiver em transferir a água para a atmosfera por meio do processo de transpiração.

Pitaluga (2011) observou evapotranspiração média de 67,7%, 61,6% e 60,6% em três módulos implantados em uma estação de tratamento de efluente doméstico de uma instituição de ensino, utilizando o lírio do brejo (*Hedychium coronarium* J. König) como espécie vegetal.

Siqueira (2014), utilizando o capim Vetiver obteve índice médio de 38,11% de evapotranspiração no tanque plantado e 16,96% no tanque controle.

Os valores médios de evapotranspiração encontrados nesta pesquisa se aproximam das taxas apontadas por Siqueira (2014) em sua pesquisa realizada no mesmo sistema objeto desta pesquisa.

5.3 CONCENTRAÇÃO DE METAIS, P, S e Se NO RESÍDUO DE FOSSA APLICADO

A caracterização do resíduo de fossa aplicado no sistema é apresentada na Tabela 5.3, e na Tabela 5.4 é apresentado o comparativo com as concentrações apontadas por Andreoli (2009) e Melo Júnior et al. (2011).

Tabela 5.3 Concentração de atributos no resíduo de fossa aplicado no sistema de tratamento do tipo alagado construído utilizando capim Vetiver (mg L^{-1}).

Atributos	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Alumínio	89,560	2,980	25,397	11,980
Arsênio	0,052	< 0,001	0,024	0,023
Antimônio	0,014	< 0,001	0,006	0,006
Bário	0,423	0,020	0,106	0,066
Berílio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Boro	0,045	< 0,001	0,014	0,001

Atributos	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Cádmio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cálcio	35,300	6,980	18,201	16,860
Chumbo	0,061	< 0,001	0,022	0,020
Cobalto	0,006	< 0,001	0,002	0,001
Cobre	0,489	< 0,001	0,113	0,051
Cromo	0,118	0,009	0,046	0,040
Enxofre	66,420	5,920	18,255	9,558
Estanho	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Estrôncio	0,308	0,010	0,128	0,097
Ferro	33,460	3,540	14,335	13,480
Fósforo	117,500	3,250	28,996	14,940
Lítio	0,016	0,001	0,006	0,005
Magnésio	13,380	4,050	8,069	7,940
Manganês	1,980	0,117	0,499	0,179
Mercurio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Molibdênio	0,060	0,001	0,018	0,012
Níquel	0,053	0,010	0,023	0,020
Potássio	101,350	2,401	52,190	51,020
Prata	0,08	< 0,001	0,002	0,001
Selênio	0,044	< 0,001	0,012	0,001
Silício	28,030	< 0,001	10,140	10,92
Sódio	2.202,00	81,490	408,813	111,100
Tálio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Titânio	0,490	0,031	0,141	0,075
Urânio	0,274	< 0,001	0,060	0,015
Vanádio	4,126	< 0,001	1,107	0,243
Zinco	2,250	0,141	0,579	0,270

Observação: para o cálculo da média e mediana os ensaios com concentrações abaixo do limite de detecção do método ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$) foram considerados como $0,001 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 5.4 Comparativo da concentração média de atributos em resíduos de fossa (mg L^{-1}).

Atributo	Concentração observada	Andreoli (2009) - FAE/SANEPAR	Andreoli (2009) - UFRN	Andreoli (2009) - USP/EESC	Melo Júnior et al. (2011)
Alumínio	25,397	-	31,693	-	-
Bário	0,106	406,925	-	-	-
Cádmio	< 0,001	1,777	0,029	0,049	-
Cromo	0,046	88,498	0,359	0,199	0,430
Enxofre	18,255	-	-	-	26,56
Ferro	14,335	-	28,707	40,663	4,790
Fósforo	117,500	-	-	-	3,260
Manganês	0,441	-	0,539	0,579	0,430
Merúrio	< 0,001	7,900	-	-	-
Molibdênio	0,018	1,448	-	-	-
Níquel	0,023	19,487	0,189	0,189	-
Potássio	101,350	-	-	-	92,75
Selênio	0,012	0,00	-	-	-
Zinco	0,579	1.664,218	5,813	1,318	1,360

As concentrações encontradas confirmam a grande variabilidade das características do resíduo de fossa, conforme apontam os dados apresentados por Melo Júnior et al. (2011) e Andreoli (2009), em pesquisa desenvolvida por este em parceria com as universidades FAE/SANEPAR, UFRN e USP/EESC.

Andreoli (2009) relata concentração média de $31,693 \text{ mg L}^{-1}$ para o alumínio. Nesta pesquisa foi observada uma concentração média inferior, sendo de $25,397 \text{ mg L}^{-1}$.

Para o elemento Bário, a concentração média apontada por Andreoli (2009) é de $406,925 \text{ mg L}^{-1}$. Nesta pesquisa foi encontrada uma concentração média de $0,106 \text{ mg L}^{-1}$.

Para o Cádmio, Andreoli (2009) relata concentração média que varia de $0,029$ a $1,777 \text{ mg L}^{-1}$. Nesta pesquisa foram constatadas concentrações inferiores a $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ em todas as amostras.

Outro metal com grande variabilidade em sua concentração é o Cromo. A concentração média encontrada foi de 0,046 mg L⁻¹. Nas concentrações observadas por Andreoli (2009) este metal variou de 88,498 mg L⁻¹ a 0,199 mg L⁻¹. No trabalho desenvolvido por Melo Júnior et al. (2011) verificou-se concentração de 0,430 mg L⁻¹.

Para o Ferro, foi evidenciada, nesta pesquisa, uma concentração média de 14,335 mg L⁻¹. Andreoli (2009) aponta concentração de 28,707 mg L⁻¹ no estudo realizado em parceria com a UFRN e 40, 663 mg L⁻¹ na USP/EESC. Melo Júnior et al. (2011), encontraram concentração média de 4,790 mg L⁻¹.

Para o Fósforo, Melo Júnior et al. (2011) encontraram concentração média de 3,260 mg L⁻¹. Esta pesquisa aponta concentrações muito superiores àquela, encontrando concentração média de 117,500 mg L⁻¹.

A concentração média do Manganês encontrada nesta pesquisa foi de 0,441 mg L⁻¹. Andreoli (2009) aponta concentração de 0,539 mg L⁻¹ pela UFRN e 0,579 pela USP/EESC, e Melo Júnior et al. (2011) aponta concentração de 0,430 mg L⁻¹.

Para o mercúrio, FAE e Sanepar (ANDREOLI, 2009) apontam uma concentração média de 7,900 mg L⁻¹. As concentrações observadas no resíduo aplicado no sistema objeto desta pesquisa demonstra concentrações inferiores a 0,001 mg L⁻¹ em todas as amostras.

O Níquel também apresenta grande variação em sua concentração. A concentração média encontrada pela UFRN e pela USP/EESC foi de 0,189 mg L⁻¹. FAE e SANEPAR encontraram concentração média de 19,487 mg L⁻¹ (ANDREOLI, 2009). Nesta pesquisa foi encontrada concentração média de 0,023 mg L⁻¹.

Andreoli (2009) apresenta para o Zinco concentrações médias que variam de 1,318 mg L⁻¹ a 1.664, 218 mg L⁻¹. Nesta pesquisa foi observada concentração de 0,579 mg L⁻¹.

Melo Júnior et al. (2011) e Andreoli (2009) também observaram a concentração dos não metais Enxofre, Selênio e Fósforo. Para o Fósforo, esta pesquisa observou uma concentração média de 117,500 mg L⁻¹. Melo Júnior et al. (2011) encontraram concentração média de 3,26 mg L⁻¹, valor que se distancia da concentração observada no resíduo aplicado no sistema experimental objeto desta pesquisa. Melo Júnior et al. (2011) observaram concentração de Enxofre de 26,56 mg L⁻¹, próxima à desta pesquisa que foi de 18,255 mg L⁻¹.

Para Selênio esta pesquisa identificou concentração média de $0,012 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto Andreoli (2009) não constatou concentração para esse elemento.

Como observado nos dados apresentados por Andreoli (2009), Melo júnior et al. (2011) e as concentrações encontradas nesta pesquisa, os metais e os não metais P, S e Se possuem grande variabilidade em sua concentração. Alguns dos fatores que contribuem para essa variação são os hábitos culturais diferenciados nas diversas regiões do país; o descarte de materiais, efluentes e componentes atípicos nos sistemas individuais de coleta e armazenamento de efluente doméstico; a tecnologia utilizada nos sistemas individuais de armazenamento e tratamento dos efluentes domésticos, podendo apresentar isoladamente ou em combinações distintas a caixa de retenção de óleos e graxas, a caixa de retenção de areia, a fossa negra e até mesmo a fossa séptica com ou sem sumidouro.

Especificamente para esta pesquisa, outros fatores que possuem influência direta nas concentrações encontradas no resíduo aplicado no sistema experimental são o grau de degradação em que se encontram o efluente e o resíduo coletado e a utilização do mesmo veículo de coleta em sistemas de tratamento e armazenamento de efluente doméstico e resíduos distintos. Em um único dia esse veículo coleta resíduos em unidades industriais, comerciais e residenciais, sem a utilização de métodos que evitem a contaminação cruzada.

5.4 REMOÇÃO DE METAIS, P, S e Se

Para o cálculo da eficiência de remoção de atributos foi utilizada a equação proposta por Almeida e Ucker (2011), que considera não apenas as concentrações de entrada e de saída, mas a carga poluidora, resultado da multiplicação da concentração pelo volume. A Tabela 5.5 apresenta, para o tanque Vetiver, as cargas totais por atributo aplicadas durante a pesquisa; as cargas totais de saída; as eficiências de remoção; as cargas acumuladas nas folhas do capim Vetiver; as cargas acumuladas no lodo superficial e as cargas acumuladas no meio suporte e nas raízes. A Tabela 5.6 apresenta, para o tanque Controle, as cargas totais por atributo aplicadas durante a pesquisa; as cargas totais de saída; as eficiências de remoção; as cargas no lodo superficial e as cargas acumuladas no meio suporte.

Tabela 5.5 Cargas por atributos aplicadas e retidas durante toda a pesquisa e o percentual de remoção no tanque Vetiver.

Atributos	Ce (mg)	Cs (mg)	Ef (%)	Cf (mg)	Cl (mg)	Cms + raiz (mg)
Alumínio	438.563,93	5.923,67	98,60	20,58	4.727,21	427.892,47
Arsênio	360,24	146,34	59,40	0,15	2,932	210,82
Antimônio	86,94	44,63	48,70	-0,01	-0,13	42,44
Bário	1.838,74	1.052,30	42,80	0,24	12,24	773,96
Berílio	15,59	11,93	23,50	-0,02	-0,45	4,13
Boro	260,59	457,68	-75,60	0,08	0,00	-197,17
Cádmio	15,59	9,93	36,30	-0,01	-0,19	5,86
Cálcio	249.211,40	249.008,60	0,10	33,47	255,62	-86,29
Chumbo	464,93	36,13	92,20	0,03	2,68	426,09
Cobalto	31,24	11,73	62,50	0,00	0,45	19,06
Cobre	1.907,98	47,08	97,50	0,11	12,30	1.848,49
Cromo	704,20	188,87	73,20	0,31	19,95	495,07
Enxofre	330.603,40	26.835,80	91,90	18,53	961,67	302.787,40
Estanho	15,59	9,93	36,30	-0,01	0,00	5,67
Estrôncio	1.681,41	1.231,01	26,80	0,246	4,335	445,82
Ferro	226.112,87	20.885,10	90,80	9,04	3.292,93	201.925,80
Fósforo	534.868,30	54.287,00	89,90	26,99	211,13	480.343,18
Lítio	90,90	41,78	54,00	0,00	0,64	48,48
Magnésio	104.547,00	40.440,80	61,30	15,67	217,69	63.872,83
Manganês	9.912,63	5.559,51	43,90	0,45	10,90	4.341,77
Mercúrio	15,59	9,93	36,30	0,00	0,00	5,66
Molibdênio	383,42	69,74	81,80	0,03	1,211	312,43
Níquel	353,19	161,90	54,20	0,23	12,17	178,89
Potássio	608.486,03	242.480,60	60,20	252,64	139,16	365.613,63
Prata	36,87	9,93	73,10	0,00	0,00	26,94
Selênio	111,33	9,93	91,10	-0,33	0,00	101,73

Atributos	Ce (mg)	Cs (mg)	Ef (%)	Cf (mg)	Cl (mg)	Cms + raiz (mg)
Silício	222.112,78	75.076,20	66,20	-2,76	-111,94	147.151,27
Sódio	1.616.225,10	1.043.667,00	35,40	9,78	94,53	572.453,78
Tálio	15,59	9,93	36,30	0,00	0,00	5,66
Titânio	1.991,36	9,93	99,50	0,01	15,94	1.965,48
Urânio	1.109,63	201,48	81,80	-0,05	-11,35	919,54
Vanádio	1.495,82	2.645,73	-76,90	3,52	941,78	-2.095,21
Zinco	9.149,75	144,03	98,40	0,03	22,25	8.983,44

Ce = carga total de entrada; Cs = carga total de saída; Ef = eficiência de remoção; Cf = carga acumulada nas folhas; Cl = carga acumulada no lodo; Cms + raiz = carga acumulada no meio suporte e raízes.

Observação: para o cálculo das cargas acumuladas os ensaios com concentrações abaixo do limite de detecção do equipamento ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$) foram considerados como $0,001 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 5.6 Cargas por atributos aplicadas e retidas durante toda a pesquisa e o percentual de remoção no tanque Controle.

Atributos	Ce (mg)	Cs (mg)	Ef (%)	Cl (mg)	Cms (mg)
Alumínio	438.563,93	9.258,56	97,90	16.918,33	412.387,04
Arsênio	360,24	450,02	-24,90	3,95	-93,73
Antimônio	86,94	109,52	-26,00	-0,59	-21,99
Bário	1.838,74	1.965,43	-6,90	54,51	-181,20
Berílio	15,59	18,32	-17,50	0,00	-2,73
Boro	260,59	1.027,21	-294,20	0,00	-766,62
Cádmio	15,59	12,98	16,70	-0,05	2,66
Cálcio	249.211,40	444.851,10	-78,50	2.473,92	-198.113,62
Chumbo	464,93	103,06	77,80	-0,39	362,26
Cobalto	31,24	32,82	-5,10	-1,76	0,18
Cobre	1.907,98	145,50	92,40	84,86	1.677,61
Cromo	704,20	554,94	21,20	24,30	124,96
Enxofre	330.603,40	100.932,50	69,50	2.698,84	226.972,06
Estanho	15,59	12,98	16,70	0,00	2,61

Atributos	Ce (mg)	Cs (mg)	Ef (%)	Cl (mg)	Cms (mg)
Estrôncio	1.681,41	2.015,27	-19,90	21,86	-355,72
Ferro	226.112,87	102.827,20	54,50	7.012,07	116.273,60
Fósforo	534.868,30	110.342,09	79,40	2.143,49	422.382,72
Lítio	90,90	56,45	37,90	68,17	-33,72
Magnésio	104.547,00	86.124,00	17,60	627,92	17.795,08
Manganês	9.912,63	34.488,34	-247,90	48,65	-24.624,36
Mercurio	15,59	12,98	16,70	0,00	2,61
Molibdênio	383,42	138,98	63,80	1,46	242,98
Níquel	353,19	320,95	9,10	12,35	19,89
Potássio	608.486,03	497.280,90	18,30	637,83	110.567,30
Prata	36,87	12,98	64,80	0,00	23,89
Selênio	111,33	249,27	-123,90	0,00	-137,94
Silício	222.112,78	115.100,03	48,20	-96,67	107.109,42
Sódio	1.616.225,10	1.525.073,30	5,60	336,38	90.815,41
Tálio	15,59	12,98	16,70	0,00	2,61
Titânio	1.991,36	30,08	98,50	55,97	1.905,30
Urânio	1.109,63	318,66	71,30	-13,71	804,68
Vanádio	1.495,82	5.228,12	-249,50	2.099,22	-5.831,52
Zinco	9.149,75	1.449,46	84,20	216,53	7.483,76

Ce = carga total de entrada; Cs = carga total de saída; Ef = eficiência de remoção; Cl = carga acumulada no lodo; Cms = carga acumulada no meio suporte.

Observação: para o cálculo das cargas acumuladas os ensaios com concentrações abaixo do limite de detecção do equipamento ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$) foram considerados como $0,001 \text{ mg L}^{-1}$.

Os processos de remoção de metais e não metais incluem a sedimentação, filtração, adsorção, precipitação, troca catiônica e a absorção pelas macrófitas (UN-HABITAT, 2008). Por consequência, a capacidade de retenção e remoção desses elementos em um sistema alagado construído é limitada e se exaure após certo período de aplicações que varia em função, principalmente, das características químicas do meio

suporte. Este fato pode ser observado neste estudo por meio das médias de eficiência de remoção encontradas para os elementos Boro e Vanádio.

Marques, Bertoldo e Giovannini (2000) ressaltam a importância na escolha do meio suporte a ser utilizado na remoção de metais, sendo o meio suporte o responsável por adsorver parte dos elementos, podendo, dessa forma, exercer influência direta na eficiência do tratamento.

Dornelas (2008), avaliando a eficiência de um alagado de fluxo subsuperficial, vegetado com taboa (*Typha latifolia*), como pós tratamento de efluente de reatores UASB, observou eficiência negativa para Alumínio (+16,7%), Cálcio (+16,1%), Ferro (+71,4%) e Magnésio (+7,0%).

Toniato (2005) atribuiu o aumento na concentração de elementos no efluente tratado dos sistemas alagados à evaporação, e ainda ressalva a necessidade de retirada constante das macrófitas do tanque para remover parcialmente os metais do sistema.

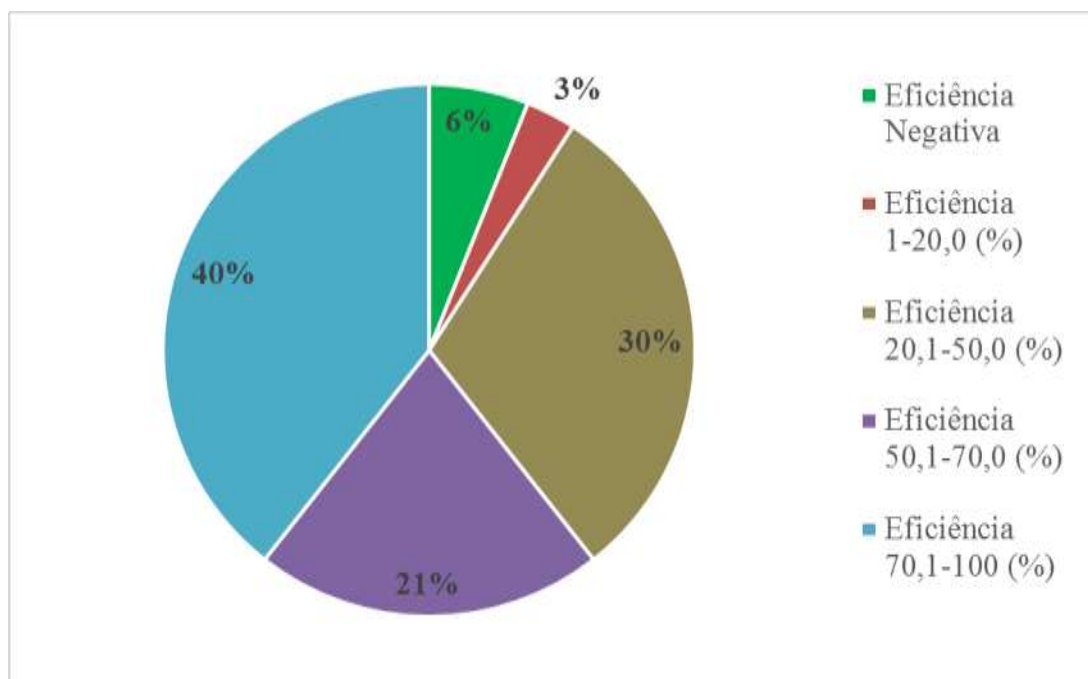
Nesta pesquisa, o comportamento hidráulico do tanque Vetiver (item 5.1 – Comportamento Hidráulico no Tanque Vetiver) pode ter tido influência direta sobre os efeitos negativos na remoção dos elementos Boro e Vanádio. Considerando a propriedade cumulativa dos metais no meio ambiente, inicialmente, estes elementos podem ter sido retidos no meio suporte pelos processos de sedimentação, filtração, adsorção, precipitação, sendo parte absorvida pelas macrófitas. Após exaurida a capacidade do meio suporte em reter e acumular estes elementos, eles possivelmente começaram a ser eliminados no líquido percolado, aumentando, desta forma, a concentração destes elementos no efluente final.

Para os demais elementos analisados nesta pesquisa, a remoção é bastante variada, conforme apresentado na Tabela 5.7 que traz a distribuição dos elementos analisados por faixa de eficiência de remoção, e na Figura 5.2 que apresenta a distribuição percentual dos elementos analisados por faixa de eficiência de remoção.

Tabela 5.7 Distribuição dos elementos analisados por faixa de eficiência de remoção no tanque Vetiver.

Eficiência Negativa	Eficiência 1-20,0 (%)	Eficiência 20,1-50,0 (%)	Eficiência 50,1-70,0 (%)	Eficiência 70,1-100 (%)
B; V	Ca	Sb; Ba; Be; Cd; Sn; Sr; Mn; Hg; Na; Tl	As; Co; Li; Mg; Ni; K; Si	Al; Pb; Cu; Cr; S; Fe; P; Mo; Ag; Se; Ti; U; Zn

Figura 5.2 Distribuição percentual dos elementos analisados por faixa de eficiência de remoção.



Estatisticamente, as concentrações do efluente tratado (tanque Vetiver e Controle) diferiram apenas para os elementos antimônio, enxofre e ferro (Tukey, 5% de probabilidade). Contudo, observando a eficiência na remoção dos atributos analisados nesta pesquisa, aqueles que apresentaram eficiência negativa de remoção pelo capim Vetiver representam apenas 6% dos 33 elementos analisados. A faixa de remoção que varia de 1% a 20% de eficiência representa 3% de todos os elementos pesquisados. Com um bom percentual de remoção, variando de 20,1% a 50% de eficiência, estão compreendidos 30% dos elementos analisados, e 61% dos elementos pesquisados apresentam excelente remoção pelo capim Vetiver, variando de 50,1% a 100% de eficiência.

Por motivo de conveniência, as pesquisas relativas aos sistemas alagados construídos normalmente limitam-se ou restringem-se às avaliações de metais e demais elementos preestabelecidos e julgados de maior relevância, seja por apresentarem toxicidade aos seres humanos, à fauna e à flora ou por se apresentarem em maiores concentrações no resíduo de origem doméstica. Desta forma, poucos são os dados disponíveis em literatura para os diversos metais e demais elementos que se fazem presentes nesse resíduo, conforme apresentado no item 5.3 - concentração de metais, P, S, e Se no resíduo de fossa aplicado.

Avaliando a eficiência de um alagado construído de fluxo subsuperficial, vegetado com taboa (*Typha latifolia*), no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, Dornelas (2008) verificou eficiência de 10,7% na remoção de Potássio e 2% para o Sódio. Para o Manganês e Cobre não foi verificada remoção alguma.

Melo Júnior et al. (2011) analisaram a eficiência das espécies vegetais *Typha* sp e *Eleocharis* sp no tratamento de efluente doméstico. A espécie *Typha* sp apresentou percentual de remoção de 23,20% para o Fósforo; 14,14% para o Enxofre; 22,67% para o Potássio; 4,40% para o Cromo; 27,78% para o Manganês; 24,70% para o Ferro e 21,40% para o Zinco. A espécie *Eleocharis* sp. apresentou percentuais de remoção de 71,04% para o Fósforo; 24,70% para o Enxofre; 30,22% para o Potássio; 17,84% para o Cromo; 10,11% para o Manganês; 20,60% para o Ferro e 23,05% para o Zinco.

Na pesquisa desenvolvida por Matos, Freitas e Lo Monaco (2010), foi avaliada a eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de água residuária da suinocultura. Utilizando a taboa (*Typha latifolia*), alcançaram eficiência média de 33% na remoção de Fósforo; 29% para o Potássio; 18% para o Sódio; 81% para o Cobre e 93% para o Zinco. Utilizando a macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.), as eficiências foram de 55% para o Fósforo; 46% para o Potássio; 18% para o Sódio; 61% para o cobre e 95% de remoção para o Zinco. No tanque utilizando o capim Tifton-85 (*Cynodon dactylon* Pers.), alcançaram eficiências médias de 55% para o Fósforo; 34% para o Potássio; 18% para o Sódio; 90% para o Cobre e 88% para o Zinco. A eficiência encontrada nesta pesquisa aproxima-se dos valores obtidos por Matos et al. (2010) para os elementos Cobre e Zinco e é superior na remoção de Fósforo, Potássio e Sódio.

6 CONCLUSÕES

Mesmo tratando-se de um sistema novo, os efeitos de oscilações e de perda no potencial de infiltração do resíduo aplicado foram observados. O tempo médio de infiltração total do resíduo aplicado no sistema aumentou consideravelmente ao longo de 7 ciclos de aplicações. Inicialmente, o resíduo aplicado infiltrava no meio suporte em um período de 2-3 h. Na sétima aplicação, a infiltração persistiu por 7 dias, inviabilizando a continuação das aplicações.

Em todos os ciclos de aplicação do resíduo de fossa as taxas de evapotranspiração do tanque Vetiver foram maiores que as taxas de evaporação do tanque Controle. A taxa de evapotranspiração no tanque Vetiver obteve valor máximo de 53,01% e média de 40,27%. No tanque controle a taxa máxima foi de 30,24% e a média de 17,96%.

Os resíduos de fossa apresentaram grande variabilidade de concentração para os metais e demais elementos.

O tanque plantado com capim Vetiver apresentou médias de remoção de atributos superiores às médias do tanque Controle, para todos os parâmetros analisados. Entretanto, estatisticamente, os tratamentos diferiram apenas para a remoção de Antimônio, Enxofre e Ferro.

O capim Vetiver apresentou eficiência de remoção superior a 20% em 30 dos 33 parâmetros analisados nesta pesquisa. Em geral, pode-se dizer que o desempenho do sistema e do capim Vetiver foi satisfatório para a remoção de metais e outros atributos. Levando em consideração a simplicidade do sistema em questão, com ausência de mecanização, gasto de energia e manutenção reduzida, conclui-se que se trata de uma relevante alternativa para o tratamento de resíduos de fossa em países em desenvolvimento.

7 REFERÊNCIAS

- ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2009. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.
- ALMEIDA, R. A. **Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes**. Tese de Doutorado. Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos. Universidade Federal de Goiás - UFG. Goiânia, Goiás, 2005. 108 p.
- ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de Espécies Vegetais na Purificação de Esgotos Sanitários. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. Universidade Federal de Goiás – UFG. Goiânia, Goiás. 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.ufg.br/index.php/pat/article/view/1839/1751>>. Acesso em: 13 jan. 2014.
- ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências**, UNITAU, v. 16, nº1, 2010. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/view/1107>>. Acesso em: 14 jan. 2013.
- ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas considerando a evapotranspiração. **XV Simpósio Luso-Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**. Belo Horizonte, Minas Gerais. 2012.
- ANDREOLI, C. V. (Coordenador). Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. In: **Projeto PROSAB** - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Edital 5. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.
- ARMSTRONG, W.; ARMSTRONG, J.; BECKETT, P. M.; JUSTIN, S. H. F. W. Convective Gas-flows in Wetland Plant Aeration. In: **Plant life under oxygen deprivation**. Editado por: M. B. Jackson, D. D. Davies, e H. Lambers. Ed. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, 1991. 283-302p.
- BARRETO, A. B. **Seleção de macrófitas aquáticas com potencial de remoção de metais-traço em fitorremediação**. 2011. 99 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da UFMG, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- BISTA, K. R. E.; KHATAIWADA, N. R. Performance study on reed bed wastewater treatment units in Nepal. In: Conference international on the great himalayas: climate, health, ecology, management and conservation, 2004, Kathmandu. **Anais**. Kathmandu: SchEMS, 2004. p. 12-15. Disponível em: <<http://www.aehms.org/pdf/Bista%20%26%20Khatiwada%20FE.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.13, n.3, p. 323-328, 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.12, n.3, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v12n3/a04v12n3.pdf>>. Acesso em: 14 jan. 2013.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands system design, removal processes and treatment performance. In: **Constructed wetlands for water quality improvement**. Ed. By Gerald A. Moshiri. Lewis Publishers, 1993.

BUFÁIÇAL, D. S. S. **Eficiência do leito de macrófitas na remoção de ovos de helmintos e coliformes termotolerantes no desaguamento de lodo do esgoto sanitário**. 2010. 92 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em engenharia do Meio Ambiente, Universidade federal de Goiás, Goiânia, 2010.

CANAIS SECO, M. T. D. H. **Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em Portugal**: sistemas de fluxo sub-superficial horizontal. Dissertação de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal. 2008.

CAZZUFFI, D.; CORNEO, A.; CRIPPA, E. **Slope stabilisation by perennial “gramineae” in Southern Italy**: plant growth and temporal performance. *Geotechnical and Geological Engineering*, Italy, n. 24, 2006. 429-447p.

CHEN, M.; TANG, X.; YU, Z. Study on the Metals Removal Efficiencies of Constructed Wetlands with Different Substrates. **Journal Water Resource and Protection**.v-1, p. 1-57, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Brandão, C. J.; Botelho, M. J. C.; Sato, M. I. Z.; Lamparelli, M. C. (Orgs). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, p 89.

DIAS, V. N. et al. Fito-etars: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. **Anais**. 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico. Loures, Portugal. 2000. 587-607p.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 101 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da UFMG, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Saneamento,

Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2008.

DUARTE, S. **Estudo das potencialidades das zonas húmidas artificiais no tratamento de efluentes aquícolas**. Monografia final de curso, Departamento de Engenharia Biológica e Química, Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico. Universidade de Lisboa, Portugal. 2002.

GARCEZ L. N.; ALVAREZ A. G. **Hidrologia**, 2 ed. rev. e atual. – São Paulo: Edgard Blüncher, 1988.

GRIMSHAW, R. The vetiver system: Vetiver grass Technology: Technology characteristics. **Apresentação de slides**. 28 slides, [ca. 2005].

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION IWA. Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vismayal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (eds), 2000. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. **Scientific and Technical Report No. 8**, International Water Association, Londres, Reino Unido.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EUA. 1996.

KOOTTATEP, T. et al. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate – Lessons learnt after seven years of operation. In: **9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control**, Avignon, France, 2004.

MARQUES, D. M. L. M.; BERTOLDO, D. T.; GIOVANNINI, S. G. T. Controle de drenagem urbana mista por banhados construídos. In: 27^o. CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000.

MASI, F. **Constructed wetlands for wastewater treatment**. 2004. Disponível em: <http://www.iridra.it/cw/fitodep/fitodepu_eng.htm>. Acesso em: 11 jun. de 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, 2010. 119-132p.

MELO JÚNIOR, A. S. et al. **Avaliação da remoção de metais pesados em esgoto doméstico com uso de leito cultivado**. 3rd International Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo, Brazil. 2011.

MENDONÇA, E. A. **Disposição de efluente de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu**. 2010. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós Graduação *Stricto Senso* em engenharia do Meio Ambiente, Universidade federal de Goiás, Goiânia, 2010.

METCALF; EDDY (Inc.). Wastewater engineering treatment, disposal and reuse. 4 Ed. Nova Iorque. 1991. McGraw-Hill. 1334p.

OLIVEIRA, J. M. **Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH**. Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, Portugal. 2008.

PEREIRA, F. J. M. A. Fitorremediação de solos contaminados com resíduos tóxicos. Monografia Universitária. **Scribd**. 2010. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/25509817/Fitotecnologia-na-remediacao-de-solos-contaminados>>. Acesso em: 17 jan. 2014.

Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB. **Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto de Estatística e Geografia – IBGE**. Diretoria de Pesquisa. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 25 set. 2013.

PHILIPPI, L. S. et al. **Eficácia dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico e de água para consumo humano utilizando *wetlands* considerando períodos diferentes de instalação e diferentes substratos e plantas utilizados**. Relatório final. Universidade Federal de Santa Catarina, 2007. Disponível em: <<http://www.microbacias.sc.gov.br/visualizarArquivo.do?entity.arquivoPK.cdProjeto=1&entity.arquivoPK.cdArquivo=4238>>. Acesso em: 14 jan 2014.

PITALUGA, D. P. S. **Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

QUEGE, K. E. **Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em engenharia do Meio Ambiente, Universidade federal de Goiás, Goiânia, 2011.

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*lemna gibba* l.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research**. Elsevier. 38. 2241-2248. 2004. Disponível em: <http://www.researchgate.net/publication/8562822_A_pilot_study_of_constructed_wetlands_using_duckweed_%28Lemna_gibba_L.%29_for_treatment_of_domestic_primary_effluent_in_Israel/file/60b7d521b91b93a39b.pdf?ev=pub_ext_doc_dl&origin=publication_detail&inViewer=true>. Acesso em: 15 jan. 2014.

RODRIGUES, A. J. **A água do imaginário da urbanidade**. N 78, Ano 8. 1999. Disponível em: <<http://www.apagina.pt/?aba=7&cat=78&doc=7618&mid=2>>. Acesso em: 11 jan. 2014.

SALATI, E. Edaphic-Phytodepuration: a new approach to wastewater treatment. In: **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Edited by K.R. Reddy and W.H. Smith. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Flórida, 1987.

SALATI, E; RODRIGUES, N. S. De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé. **Revista Brasileira da Tecnologia**, 13 (3): 37-42, 1982.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. **Instituto Terramax**. Piracicaba, São Paulo. 2009. Disponível em:
<<http://www.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/files/2011/12/sistema-wetlands.pdf>>. Acesso em: 14 jan. 2014.

SILVA JÚNIOR, E. D. **Tratamento do lodo de resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído**. 2013. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

SILVA, S. C. da. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio de suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília – UnB. Brasília, Distrito Federal. 2007. Disponível em:
<http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=2198>. Acesso em: 11 jan. 2014.

SILVESTRE, A.; PEDRO-DE-JESUS, M. **Tratamento de águas residuais domésticas em zonas húmidas artificiais**. Monografia final de curso, Instituto Superior Técnico. Departamento de Engenharia Biológica e Química. 2002.

SIQUEIRA, E. R. **Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído**. 2014. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.

THE WORLD BANK. **Vetiver grass: the hedge against erosion**. 4. ed. Washington, D.C.: The World Bank, 1993. 78p.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um *wetland* construído no tratamento de efluentes sépticos** – estudo de caso Ilha grande, Rio de Janeiro, Brasil. 2005. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências, fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, Rj, 2005.

TRUONG, P. El Sistema vetiver: aplicaciones potenciales en Latinoamerica. **Boletín Vetiver**, Red Latinoamericana del Vetiver, Maracay – Venezuela, p. 6-12, out. 2006.

TRUONG, P.; HENGCHAOVANICH, D. Application of the Vetiver grass system in land stabilization, erosion and sediment control in civil construction. In: **Queensland main roads southern region symposium**, 1997, Toowoomba.

TRUONG, P. N. V.; LOCH, R. Vetiver system for erosion and sediment control. In: **ISCO - International soil conservation organization conference**, 13th, 2004, Brisbane.

UN-HABITAT. **Constructed wetlands manual**. UN-HABITAT Water for asian cities programme. Nepal, Kathmandu. 2008.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Manual: constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Office of Research and Development Cincinnati, Ohio. Ref: EPA/625/R-99/010. 1999.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Method 3005 A**. Acid digestion of waters for total recoverable or dissolved metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy. EPA, Revision 1, July 1992.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Method 3050**. Acid digestion of sediments, sludges, and soils. EPA Contract No. 68-03-3254, November 1988.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Method 6010 C**. Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. EPA, Revision 3, Feb. 2007.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. **Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment**: a technology assessment. Office of Water. 1993. Disponível em:
<http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2003_07_01_wetlands_pdf_sub.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2014.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERL, R. (Ed). **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda. 1998.

VYMAZAL, J. **Constructed wetlands for wastewater treatment**. Water. 2010. 2. 530-549. Disponível em:
<<https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&ved=0CDMQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.mdpi.com%2F2073-4441%2F2%2F3%2F530%2Fpdf&ei=d3nVUsm8Jo2vkAe4kYD4Cg&usg=AFQjCNFuBMzbVYFr1UHmYjOZBfkuoDBjcg&sig2=j0UyV1WOHI-JQo6HDdB2bw&bvm=bv.59378465,d.eW0>>. Acesso em: 14 jan. 2014.

VYMAZAL, J. Types of constructed wetlands for wastewater treatment. **Proceedings: 6th International conference on wetlands system for water pollution control**. 1998. 150-166p.