

II-158 - USO DE “WETLAND” VERTICAL COMO PÓS-TRATAMENTO DE UM FILTRO ANAERÓBIO A PARTIR DE ÁGUA CINZA COM VISTAS AO REÚSO NÃO-POTÁVEL

Solange Aparecida Alho Sarnaglia⁽¹⁾

Engenheira Agrônoma pela Universidade Federal do Espírito Santo - UFES (2011), Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo – UFES.

Ricardo Franci Gonçalves⁽²⁾

Engenheiro Civil e Sanitarista - UERJ (1984), pós-graduado em Engenharia de Saúde Pública - ENSP/RJ (1985), DEA Ciências do Meio Ambiente - Universidade Paris XII, ENGREF, ENPC, Paris (1990), Doutor em Engenharia do Tratamento e Depuração de Águas - INSA de Toulouse, França (1993), Prof. Adjunto do DEA e do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental – UFES.

Endereço⁽¹⁾: Av. Fernando Ferrari, 514 - Goiabeiras - Vitória – Espírito Santo - CEP: 29075-910 - Brasil - Tel: +55 (27) 3335-2069 - e-mail: solange-soli@hotmail.com.

RESUMO

A associação em série de filtros anaeróbios e wetlands como pós-tratamento de água cinza tem se mostrado uma opção favorável ao reúso da água cinza predial devido à boa remoção de poluentes, e principalmente, ao baixo custo de construção e operação em relação a outros sistemas. O presente trabalho caracteriza-se por tratar água cinza de uma edificação localizada no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES, sendo composta por um filtro anaeróbico de fluxo ascendente (FAn) seguido de um “wetland” de fluxo vertical (WV) como etapa de pós-tratamento. Foi avaliado o comportamento do WV para tempos de detenção hidráulica (TDH) de 3 e 2 dias. Como resultado, observou-se que o efluente tratado ao sair do “wetland” apresentou aspecto clarificado, indicando uma boa remoção de turbidez e sólidos suspensos totais (SST), em média 71% e 64%, respectivamente. Também foi obtida uma boa remoção de matéria orgânica carbonácea, em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), cerca de 85% e, para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) apresentou remoção próxima de 78%. Com a mudança do TDH (de 3 para 2 dias), ocorreu uma queda no desempenho no “wetland” na remoção de diversos parâmetros avaliados, como a DQO, DBO_{5,20}, nitrogênio total de Kjeldhal (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), coliformes totais (CT) e *Escherichia Coli* (*E. coli*). Contudo, a grande perda líquida de efluente pela evapotranspiração, uma característica importante e de forte influência na eficiência de sistemas de wetlands construídos, foi capaz de reduzir a vazão na saída do tratamento, oferecendo resultados bem mais satisfatórios quando analisada a remoção de parâmetros em função da vazão mássica. De acordo com estes resultados, constatou-se que o WV apresentou um bom desempenho global, devendo-se priorizar a aplicação do TDH de 3 dias e implantação de um sistema de desinfecção, afim de que a água de reúso não ofereça riscos aos futuros usuários.

PALAVRAS-CHAVE: Água cinza, reúso, filtro anaeróbico, “wetland” vertical.

INTRODUÇÃO

A prestação dos serviços de saneamento no Brasil, principalmente em relação à disposição segura dos esgotos, têm levado grande parte da população a condições de saúde abaixo de um nível adequado. Para amenizar estes problemas torna-se necessário a implementação de sistemas de tratamento adequados à realidade do país, ou seja, baratos e de simples operação e manutenção. Especificamente com relação ao esgotamento sanitário, onde existe uma carência bem maior comparada ao abastecimento de água, a simplicidade funcional é uma característica desejável e de grande relevância dentro da realidade nacional, pois o maior déficit está em localidades isoladas, onde a rede convencional de esgotamento seria inviável do ponto de vista técnico e econômico (ROQUE, 1997).

Uma técnica bastante pesquisada e utilizada no tratamento de esgotos de diferentes características é a de *wetlands* construídos que também é conhecida no Brasil como áreas alagadas construídas entre outras denominações. Essa técnica, já bastante estudada na Europa, América do Norte e Austrália, ainda é pouco

conhecida e utilizada em nosso país tendo, no entanto, perspectivas promissoras como mostram os primeiros trabalhos desenvolvidos.

De acordo com Paulo et al. (2007), os “wetlands” têm provado ser um tratamento efetivo e de baixo custo, que utiliza a interação de plantas e microrganismos na remoção de poluentes. Esse sistema tem sido amplamente utilizado no tratamento de água cinza com vistas à produção de água de reuso (GROSS et al., 2007; MASI, 2009; PAULO et al., 2009), sendo considerado um processo de tratamento bastante completo e eficiente. O uso de plantas, cientificamente definidas como macrófitas aquáticas vasculares, estabelecidas em um meio filtrante, torna esse tipo de tratamento amigável esteticamente quando comparado a bases de concreto. Outras vantagens desses sistemas são o baixo custo de construção e operação; eles podem ser implementados no próprio local onde os esgotos são gerados; e podem ser mantidos por pessoas relativamente sem treinamento (CAMPOS et al., 2002).

De acordo com Leal et al. (2007), a água cinza apresenta grande potencial de reuso, pois representa cerca de 70% do esgoto doméstico e baixa concentração de poluentes se comparado ao esgoto doméstico combinado. Pode ser reutilizada em descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos, agricultura, dentre outros, reduzindo em até 30% a demanda de água potável em uma residência. Água cinza é uma água residuária de origem predial provenientes de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, excluindo os sanitários (ERIKSSON et al., 2002; JEFFERSON et al., 2004 e OTTHERPOHL, 2001). Pode apresentar diversas características as quais variam em termos de quantidade e composição de acordo com diversos fatores, como: fonte de água potável, modo de vida e, costumes da população, instalações prediais e do uso de produtos químicos (ERIKSSON et al., 2002).

Dentre as tecnologias mais utilizadas no tratamento de água cinza que possibilitam o seu reúso, o processo biológico é o mais empregado devido ao pequeno impacto causado no meio ambiente, baixo custo tecnológico e bom desempenho no tratamento de água cinza. No tratamento de águas cinza por meio dos filtros anaeróbios (FAn) há uma concentração e proliferação de bactérias anaeróbias, onde ocorre a liquefação dos sólidos através de transformações bioquímicas, responsáveis pela remoção de componentes poluentes do efluente.

Diante dos significativos benefícios ambientais associados ao reúso de água cinza apresentados, o objetivo do presente estudo foi desenvolver uma Estação de Tratamento de Água cinza (ETAC) com “wetland” construído de fluxo vertical como pós-tratamento de um processo anaeróbio visando à produção de água para reúso não potável em edificações residenciais. O referido processo será testado tendo como componente vegetal a macrófita *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida com cavalinha.

METODOLOGIA

A Estação de Tratamento de Água cinza (ETAC) localiza-se no Parque Experimental de Saneamento Básico da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Campus de Goiabeiras – Vitória – Espírito Santo – Brasil. Este sistema compõe-se por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) seguido por um “wetland” de fluxo vertical, conforme apresentado na Figura 1.

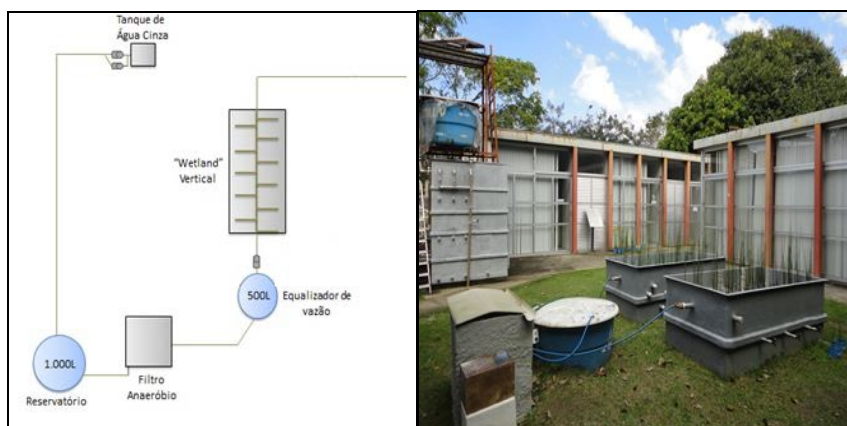


Figura 1: Sistema de tratamento de água cinza.

A água cinza a ser tratada na ETAC é proveniente do prédio localizado no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES, que contém duas salas de professores com banheiros individuais e dois banheiros de uso coletivo. Os banheiros individuais possuem um vaso sanitário e um lavatório cada. Nos banheiros coletivos há em cada um dois vasos sanitários, dois lavatórios e um chuveiro. O banheiro masculino possui ainda dois mictórios e uma máquina de lavar roupas.

A Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) produz um volume de água cinza de 1.020 L diariamente, a qual segue para uma bombona de 180 L, sendo bombeada para um reservatório de água cinza de 1.000L que abastece o filtro anaeróbio.

O filtro anaeróbio (FAn) de fluxo ascendente foi construído em fibra de vidro, possuindo forma retangular, volume total de 0,38m³, sendo que o meio suporte do mesmo foi preenchido com pequenas unidades plásticas. O efluente tratado segue para um tanque equalizador de vazão (capacidade 500L), onde é bombeado para o sistema de “wetland” de fluxo vertical, tornando-se assim, o efluente de entrada no “wetland”.

O pós-tratamento do efluente proveniente do FAn é feito por meio de “wetland” cujo fluxo do efluente tratado ocorre na direção vertical, fabricado com fibra de vidro, com forma retangular, volume total de 2m³, preenchido com 0,4m de altura de areia grossa e 0,2m de brita n° 0, a partir do fundo.

O tempo de detenção hidráulico (TDH) utilizado para o abastecimento do “wetland” vertical foi de 3, 2 e 1 dias, com vazões de 0,512 m³.dia-1, 0,769 m³.dia-1 e 1,537 m³.dia-1 respectivamente, sendo que essas vazões foram distribuídas ao longo do dia num intervalo de 5 pulsos. O TDH de 1 dia ainda encontra-se em andamento e por isso não será avaliado.

A planta utilizada foi a *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida com cavalinha, cuja escolha foi realizada através de pesquisa bibliográfica (LORENZI e SOUZA, 2008 e MONTEIRO, 2009;) e através da observação de algumas espécies em situação de alagamento. Para aclimatar as raízes ao novo substrato antes de ser submetida a uma carga constante de água cinza a cavalinha foi plantada com um mês de antecedência à partida do “wetland”

Foram coletadas amostras na entrada e saída das etapas de tratamento, sendo realizadas duas vezes por semana. Os seguintes parâmetros foram analisados: pH, temperatura (°C), condutividade (mS/cm), alcalinidade (mgCaCO₃/L), cor (UC), turbidez (UT), DQO (mg O₂/L), DBO_{5,20} (mg O₂/L), SST (mg/L), sulfato (mgSO₄²⁻/L), sulfeto (mgS²⁻/L), fósforo total (mg/L), amônia (mgN/L), coliforme total (NMP/100mL). Os métodos de amostragem e analíticos foram baseados no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”, 21ª edição (APHA, 2005). A coleta e análise de amostras iniciaram um mês após o plantio e início do abastecimento do sistema de tratamento de água cinza.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do desempenho do WV associado a um FAn como etapa de pós-tratamento em relação aos dois TDH testados nessa pesquisa podem ser verificados na Tabela 1.

pH, TEMPERATURA, COR E TURBIDEZ

O filtro anaeróbio produziu um efluente com um pH médio de 8,0. Os valores de pH obtidos no efluente do WV, para os TDH de 3 e 2 dias foram de 6,9 e 6,8, respectivamente (Figura 2). Os diferentes tempos de detenção hidráulica não impactaram de forma significativa nos valores de pH, pois estes valores de pH são semelhantes aos relatados por outros pesquisadores que encontraram um pH na faixa de 6,9 para WV (GROSS et al., 2007; PAULO, et al., 2009). Os valores de pH encontrados para o efluente tratado, após passar pelo filtro com macrófitas plantadas, estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela U.S. EPA (2004), com pH entre 6 e 9.

Registrou-se no sistema de tratamento avaliado que a temperatura média foi de 24°C, sendo esta adequada para o bom funcionamento do sistema de tratamento biológico aqui estudado. Conforme apresenta a Tabela 1, a cor real média no WV com TDH de 3 dias apresentou uma eficiência de remoção bem superior ao apresentado no TDH de 2 dias. Acredita-se que quanto maior for TDH maior será a eficiência de remoção da cor.

A turbidez média encontrada no efluente do FAn foi de 42,3 UT (eficiência média = 28%). No efluente do WV, as médias para os TDH de 3 e 2 dias foram de 15,0 UT e 10,3 UT, correspondendo a uma eficiência de

remoção de 70 a 73% (Figura 3). Vale ressaltar que, no que se refere a este parâmetro de qualidade, foi notável a estabilidade de desempenho do sistema ao longo da pesquisa, confirmando que o TDH não influenciou de forma significativa na remoção de turbidez. Begosso (2009) avaliou em seu estudo um TDH de 0,9 a 1,9 dias, obtendo uma remoção média de 87 % para o “wetland” de fluxo vertical. Vale ressaltar que o efluente do “wetland” ainda não atingiu um valor médio de turbidez que atendesse aos padrões de reuso propostos pela U.S. EPA (2004) de 2 UT e pela NBR 13.969/1997 < 10 UT.

Tabela 1: Valores referentes à média de entrada e saída do efluente, ao desvio padrão (DvPad) e a porcentagem da eficiência de remoção (ER) das amostras analisadas durante o monitoramento da ETAC.

TDH	3 dias					2 dias				
Parâmetro	WV					WV				
	Entrada	DvPad	Saída	DvPad	ER	Entrada	DvPad	Saída	DvPad	ER
pH	7,84	0,6	6,88	0,2	-	8,17	0,8	6,82	0,3	-
Temperatura	24,5	1,6	24,2	1,3	-	24	1,1	23,9	0,7	-
Condutividade	294,3	84,1	286,9	61,6	-	299,8	150,5	260,1	80,9	-
Alcalinidade	76,2	31,3	71,7	17,7	-	67,4	27,2	66,3	19,6	-
Cor Real	87,2	48,9	36,5	28	49	72,3	33,8	66,2	56,4	6
Turbidez	51,5	11,4	15	5,8	70	49,8	26	10,3	4,7	73
DQO	150,1	32,7	12,41	9,1	92	130,3	52,9	27,05	17,9	78
DBO _{5,20}	54,0	0,0	7,00	0,00	87	42,3	3,9	18,25	0,4	57
SST	27,2	15,7	7,2	4,4	69	15,3	13,4	7,1	10	59
Sulfato	90,51	35,4	104,87	29,4	-21	84,18	44,9	88,2	39,1	-12
Sulfeto	6,7	4,1	3,8	2,2	27	3,7	2,4	2,77	1,4	-11
Ptotal	0,2	0,1	0,04	0,1	78	0,4	0,2	0,18	0,1	38
N-NH ₃	1,9	0,7	1,06	0,52	40	1,4	0,9	0,75	0,26	26
Coliforme Total	7,74E+05	1,04E+06	3,70E+04	3,42E+04	81	6,80E+04	2,80E+04	2,22E+00	3,34E+04	73

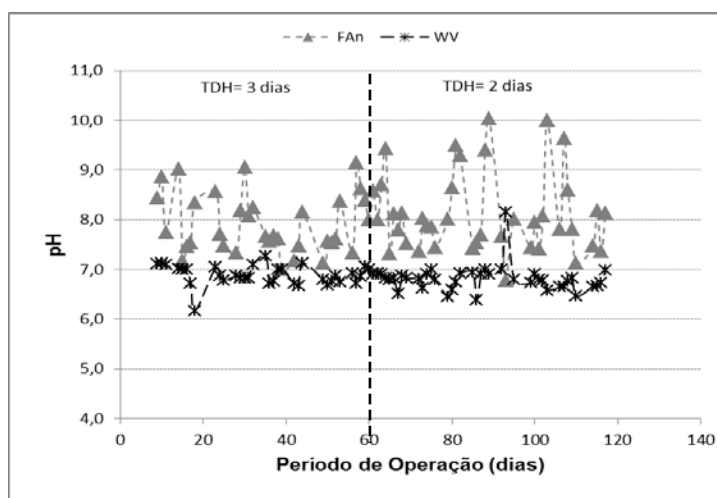


Figura 2: Evolução do pH no sistema Filtro anaeróbio + “wetland” vertical.

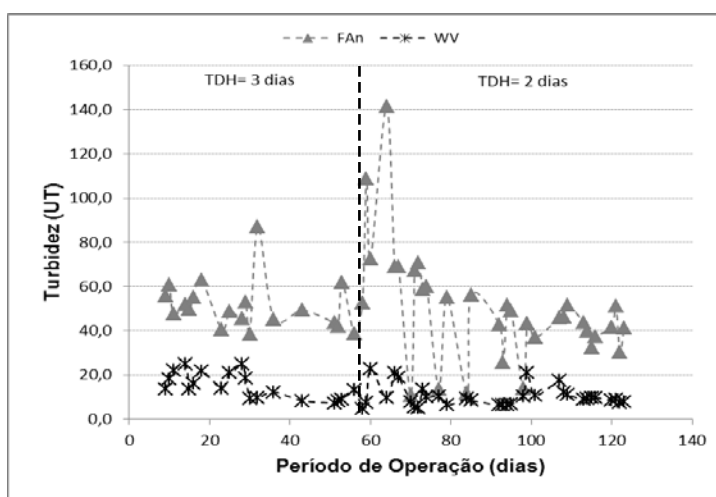


Figura 3: Remoção de turbidez no sistema Filtro anaeróbio + “wetland” vertical.

DEMANDA QUÍMICA E BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Quanto à matéria orgânica carbonácea, o valor médio encontrado para a demanda química de oxigênio (DQO) no TDH de 3 dias foi igual ao reportado por Gross et al. (2007) que encontrou uma eficiência de 92% para wetland vertical. De acordo com Shrestha et al. (2001), elevadas remoções de DQO em “wetlands” construídos são reportadas utilizando-se o fluxo vertical. Para a demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) a taxa de remoção no TDH de 3 dias foi superior ao TDH de 2 dias, evidenciando uma maior oxidação na matéria orgânica por parte das bactérias quando a quantidade de efluente liberado no sistema é menor (Figura 4).

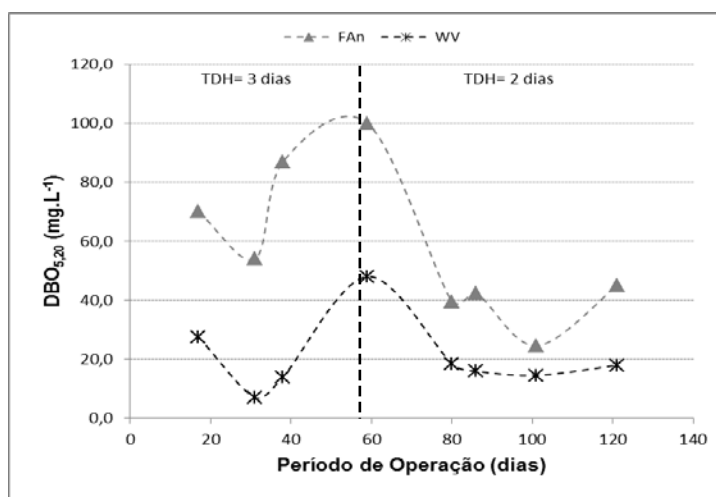


Figura 4: Remoção de $DBO_{5,20}$ no sistema Filtro anaeróbio + “wetland” vertical

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

A concentração média de SST no efluente do FAn foi de 19,3 mg.L⁻¹ (remoção média = 49%). As concentrações médias de SST no efluente do WV, para os TDH de 3 e 2 dias foram de 7,2 mg.L⁻¹ e 7,1 mg.L⁻¹, respectivamente. A taxa de remoção do WV para o TDH de 3 dias foi superior ao de 2 dias, sendo de 69 e 59 % respectivamente, conforme apresenta a Figura 5. Begosso (2009) tratou água cinza com “wetlands” com TDH de 0,9 a 1,9 dias, obtendo 81% de remoção de SST. A menor granulometria do meio suporte possibilitou uma boa remoção de SST permitindo que o mesmo funcione como um filtro. O efluente do “wetland” atendeu a norma internacional (U.S. EPA, 2004) com valores menores que 10 mg.L⁻¹.

SULFATO E SULFETO

Em ambos TDH a remoção de sulfato não foi eficiente, sugerindo que o sistema ainda não se mostrou eficaz para tal remoção, fato que pode ser explicado pelo período de adaptação a qual as macrófitas ainda estão submetidas. Espera-se que a medida que as plantas forem se adaptando ao meio saturado do efluente tratado do FAn o sistema possa ser eficiente para remoção de sulfato. Para o sulfeto houve uma remoção de 27% no TDH de 3 dias, enquanto que para o TDH de 2 dias a remoção não mostrou-se eficiente. O sulfeto decorre da redução de sulfato em ambientes redutores, o que deve ser considerado na produção de água de reúso, pois os produtos de limpeza e higiene pessoal aportam significativas quantidades de sulfato à água cinza. De acordo com Bazzarella, (2005) a redução de sulfato para sulfeto, está comumente assimilada ao odor desagradável no tratamento de efluentes.

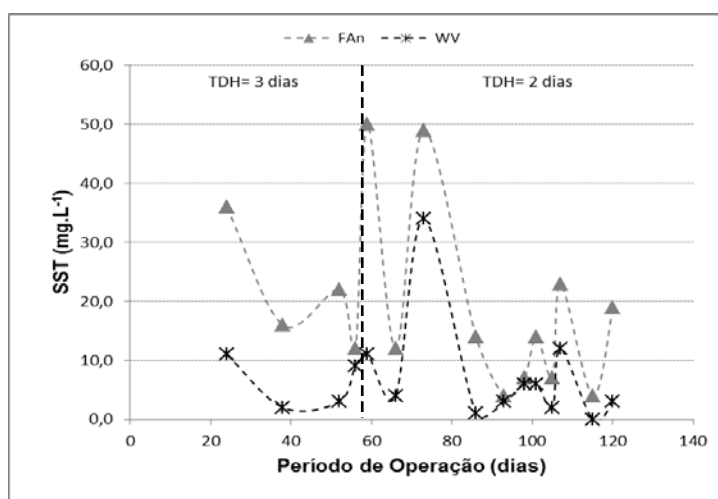


Figura 5: Remoção de SST no sistema Filtro anaeróbio + “wetland” vertical.

FÓSFORO TOTAL

A remoção de fósforo total (P_{total}) apresentou-se de forma mais eficiente no TDH de 3 dias do que no de 2 dias, sendo que Saccon (2009) encontrou valores de remoção em torno de 80% para esse nutriente. A remoção de fósforo se deve principalmente a precipitação das formas solúveis com metais como ferro e alumínio principalmente (MERZ, 2000), e adsorção de partículas a material constituinte do leito, como argila, silte, pedras, entre outros (DRIZO et al., 1997 e MERZ, 2000). Vale ressaltar que, a capacidade de retenção e remoção de fósforo em um “wetland” construído é limitada e exaure após um certo tempo que varia em função principalmente, das características químicas do meio suporte.

NITROGÊNIO AMONIACAL

Os teores de nitrogênio na água cinza são bem inferiores aos demais efluentes domésticos visto que, a maior contribuição do nitrogênio advém da urina. A maior eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$) foi por parte do TDH de 3 dias, apresentando um valor de 40%. A nitrificação foi um dos principais mecanismos de remoção no tratamento, devido à alta capacidade de transferência de oxigênio existente no WV durante a dosagem intermitente de carga. Begosso (2009) encontrou para a remoção de nitrogênio amoniacal uma redução de 62%.

MICROORGANISMOS INDICADORES

A remoção de patógenos em sistemas alagados é realizada por dois caminhos principais: sedimentação e filtração para aqueles incorporados aos sólidos suspensos; e morte por predação e competição com outros microrganismos (MERZ, 2000 e USEPA, 1999). Em relação à remoção de coliformes totais (CT) houve uma redução bastante significativa na saída do tratamento do WV com TDH de 3 dias, representando uma redução

de 81%. No TDH de 2 dias também houve redução, porém um pouco inferior, cerca de 73%. Begosso (2009) em seu estudo encontrou remoção de 90% (Figura 6).

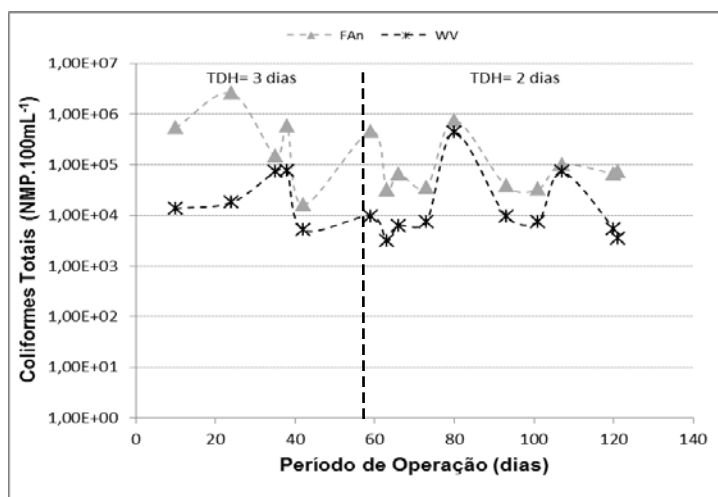


Figura 6: Remoção de coliformes totais no sistema Filtro anaeróbio + “wetland” vertical.

DESENVOLVIMENTO DA MACRÓFITA

Em relação ao desenvolvimento da macrófitas utilizada no estudo, após o plantio da *Equisetum hyemale* L. foi realizado acompanhamento do seu crescimento por meio fotográfico, de forma a registrar o seu desenvolvimento mensalmente (Figura 7).



Figura 7: Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L. na fase de plantio (a) e após 3 meses (b).

Podem ser observadas diferenças no desenvolvimento da macrófita ao longo dos meses, tanto pela parte aérea quanto pelo crescimento das radículas no sistema de tratamento. Houve também até o presente momento uma intensa ramificação das hastes, fato que pode ser comprovado pela maior oxigenação na região radicular da planta.

BALANÇO DE MASSA E REMOÇÃO POR CARGA DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS

Uma significativa característica de sistemas de tratamento de efluentes por wetlands construídos e de forte influência na eficiência do processo, é a taxa de evapotranspiração exercida pelas plantas.

Em sistemas em que se utilizam os wetlands, as plantas absorvem água do efluente e a liberam para a atmosfera, num processo denominado transpiração, que somado à água evaporada da superfície do substrato constituem a evapotranspiração, tal processo pode eliminar ou reduzir o volume do efluente (TRUONG et al., 2008).

Com a grande perda líquida ocasionada pelo fenômeno da evapotranspiração, a concentração de alguns constituintes (parâmetros de qualidade) do esgoto pode até mesmo se ver aumentada (KADLEC et al., 1997). Para uma completa e verdadeira análise de resultados da eficiência de sistemas de alagados como wetlands construídos, faz-se necessário um balanço de massa por constituinte do efluente.

Considerando que a subestimação de eficiência de sistemas de tratamento de esgoto, em que haja o efeito da evapotranspiração, pode levar a conclusões equivocadas, este trabalho propõe que o cálculo de eficiência seja realizado com base na remoção da carga poluidora, definida por Sperling (2005) como sendo a concentração de determinado atributo multiplicada pela vazão do esgoto.

Utilizando as vazões afluente e efluente ao wetland e os valores médios da concentração dos parâmetros analisados neste estudo, chega-se aos valores em carga de entrada e saída de cada parâmetro no sistema alagado. Os cálculos são mostrados nas tabelas 2 e 3, as quais representam os TDH de 3 e 2 dias, respectivamente, e conferem um aumento significativo de eficiência quando comparado à análise dos resultados feita em função somente da concentração como mostrado nos itens anteriores.

Tabela 2: Balanço de massa e eficiência do tratamento em função da carga por constituinte no TDH de 3 dias

Parâmetro	Valor médio afluente (mg/L)	Vazão afluente (L.min)	Carga afluente (mg/dia)	Valor médio efluente (mg/L)	Vazão efluente (L.dia-1)	Carga efluente (mg/dia)	Remoção percentual
DQO	150,1	0,356	53,369	12,41	0,306	3,792	93%
DBO	54	0,356	19,2	7	0,306	2,139	89%
N-NH ₃	1,9	0,356	0,676	1,06	0,306	0,324	52%
Sulfato	90,51	0,356	32,181	104,87	0,306	32,044	0,4%
Sulfeto	6,7	0,356	2,38	3,8	0,306	1,161	51%
PTotal	0,2	0,356	0,071	0,04	0,306	0,012	83%

Tabela 3: Balanço de massa e eficiência do tratamento em função da carga por constituinte no TDH de 2 dias

Parâmetro	Valor médio afluente (mg/L)	Vazão afluente (L.min)	Carga afluente (mg/dia)	Valor médio efluente (mg/L)	Vazão efluente (L.dia-1)	Carga efluente (mg/dia)	Remoção percentual
DQO	130,3	0,534	69,584	27,05	0,597	16,155	77%
DBO	42,3	0,534	22,589375	18,25	0,597	10,899	52%
N-NH ₃	1,4	0,534	0,748	0,75	0,597	0,448	40%
Sulfato	84,18	0,534	44,954	88,2	0,597	52,675	-17,2%
Sulfeto	3,7	0,534	1,98	2,77	0,597	1,654	16%
PTotal	0,4	0,534	0,214	0,1	0,597	0,060	72%

Ao realizar o balanço de massa no sistema de tratamento estudado, verificou-se que quando não se inclui o fenômeno da evapotranspiração, em que há uma redução evidente do volume do efluente numa estação de tratamento, os cálculos de eficiência resultam em valores subestimados, uma vez que utilizam apenas os dados de concentração de determinado atributo.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado pode-se concluir que a utilização de um sistema de tratamento de água cinza com “wetland” de fluxo vertical como pós-tratamento de um processo anaeróbio se mostrou uma possibilidade viável para a produção de água de reúso predial não potável. Os resultados foram satisfatórios com destaque para a remoção de nitrogênio, por meio da nitrificação no tratamento secundário devido à sua alta capacidade de transferência de oxigênio, ligada à dosagem intermitente da carga e à taxa de aplicação hidráulica que também contribuiu para a remoção da carga de DBO e DQO. O balanço de massa mostrou que quando não se leva em consideração o fenômeno da evapotranspiração, onde há uma redução do volume efluente numa estação de tratamento, os cálculos de eficiência resultam em valores subestimados, uma vez que utilizam apenas os dados de concentração de determinado atributo. Esse sistema de fluxo vertical pode, também, remover bactérias além de ter se mostrado eficiente na remoção de nutrientes no tratamento secundário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washington - DC. 2005.
2. BAZZARELLA, B. B. Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações 165f Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.
3. BEGOSSO, L. Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza. 2009. 53 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
4. CAMPOS, J.C., FERREIRA, J.A., MANNARINO, C.F., SILVA, H.R., BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.
5. DRIZO, A., FROST, C. A., SMITH, K. A., GRACE, J. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Science and Technology*, 35, (5), 95 – 102, 1997.
6. ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, v. 4, p. 85-104, 2002.
7. GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW) - A Novel Method Of Recycling Greywater For Irrigation In Small Communities And Households. *Chemosphere*, v. 66, p. 916-923, 2007.
8. JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Greywater characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science & Technology*, v. 50, p.157-164, 2004.
9. KANTAWANICHKUL, S. Pilaila, S, Tanapiyawanich, W, Tikampornpittaya, W e Kamkrua, S. “Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands”. *Water Science e Technology*, 40(3), 173-178. 1999.
10. LEAL, L. H.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C. Characterisation and biological treatment of greywater. *Water Science and Technology*, v. 56, n. 5, p. 193-200, 2007.
11. LORENZI, H.; SOUZA, H. M. Plantas Ornamentais no Brasil – arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 4ª Edição. Nova Odessa, SP: Instituto Platarum, 1088 p. 2008.
12. MASI, F. Water reuse and resources recovery: the role of constructed wetlands in the Ecosan approach. *Desalination*, v. 246, p. 27-34, 2009.
13. SACCON, S. Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza. 2009. 83 f. Trabalho Final de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental) - Faculdade Dinâmica de Cataratas – UDC, Foz do Iguaçu, 2009. Disponível em: <<http://www.udc.edu.br/monografia/monoamb52.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2012.
14. MONTEIRO, R. C. M. Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reúso não potável. 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2009.
15. MERZ, S. K. Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage. Department of Natural Resources, Queensland, Austrálya, 2000.
16. OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. *Water* 21, p. 37-41, 2001.

17. PAULO, P. L., BONCZ, M. A., ASMUS, A., JONSSON, H., IDE, C. N. Greywater treatment in constructed wetland at household level. *GewasserschutzWasserAbwasser*, v. 206, p. 34/1-34/7, 2007.
18. PAULO, P. L.; BEGOSSO, L.; PANSONATO, N.; SHRESTHA, R. R.; BONCZ, M. A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. *Water Science and Technology*, v. 60, p. 2001-2007, 2009.
19. ROQUE, O.C.C. Sistema Alternativos de Tratamento de Esgotos Aplicáveis às Condições Brasileiras. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, FIOCRUZ, 153 p, 1997.
20. SHRESTHA, R.R.; HABERL, R.; LABER, J.; MANANDHAR, R.; MADER, J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Science and Technology*, v. 44, n.11-12, p. 381-386, 2001.
21. SPERLING, M. von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos / Marcos von Sperling. 3 ed. v.1. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 2005. p. 110-111.
22. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater. EPA Report, 625/R-99/010. USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 1999.