

## **Avaliação da remoção de matéria orgânica de efluente de tanque séptico utilizando filtro anaeróbico preenchido com *Luffa cylindrica* como meio de suporte**

Assessment of organic matter removal from wastewater of septic tank by using anaerobic filter filled with *Luffa cylindrica* as support medium

### **William Vieira Fernandes**

Engenheiro Civil / UFPB. Mestre em Engenharia Urbana e Ambiental / UFPB. ([williamvifer@hotmail.com](mailto:williamvifer@hotmail.com))

### **Gilson Barbosa Athayde Júnior**

Engenheiro Civil / UFPB. Doutor em Engenharia Civil / University of Leeds – Reino Unido. Professor do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba. ([gilson@ct.ufpb.br](mailto:gilson@ct.ufpb.br))

### **Mariana Medeiros Batista**

Engenheira Ambiental / UFPB. Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental / UFPB. ([marianamedeirosb@hotmail.com](mailto:marianamedeirosb@hotmail.com))

### **Romildo Henriques dos Anjos Júnior**

Graduando em Química / UFPB. ([anhosjr@yahoo.com.br](mailto:anhosjr@yahoo.com.br))

## **RESUMO**

O objetivo deste estudo foi analisar comparativamente a eficiência de remoção de matéria orgânica em três filtros anaeróbios precedidos por tanque séptico e preenchidos com diferentes meios suportes para crescimento bacteriano. Os filtros, denominados F1, F2 e F3, foram preenchidos com o fruto seco de bucha vegetal (*Luffa cylindrica*), aparas de eletroduto corrugado e brita granítica, respectivamente. A remoção de DBO<sub>5</sub> nos filtros F1 e F2 variou entre 22 e 57%, enquanto no F3 variou entre 48 e 84%. A remoção de DQO foi entre 33 e 55% no filtro F1, 23 e 45% no F2, e 30 e 52% no F3. Com relação às eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO, análise de variância revelou que não existiram diferenças significativas ao nível de 5% entre quaisquer pares de filtros estudados, demonstrando que a *Luffa cylindrica* pode ser utilizada como meio suporte alternativo para crescimento bacteriano em filtros anaeróbios, quando a brita ou aparas de eletroduto forem de difícil aquisição. Não foi observada degradação apreciável na bucha vegetal no período de um ano durante o qual o estudo foi desenvolvido.

**PALAVRAS CHAVE:** Tratamento de esgoto, Filtro anaeróbio, *Luffa cylindrica*.

## **ABSTRACT**

The objective of this study was to compare the organic matter removal efficiencies of three anaerobic filters preceded by septic tank and filled with different media for bacterial growth. The filter, named F1, F2 and F3, were filled with dry loofah sponge fruit (*Luffa cylindrica*), conduit chips and granite stones, respectively. BOD<sub>5</sub> removal in F1 and F2 varied from 22 to 57%, while in F3 it varied from 48% to 84%. COD removal varied from 33 to 55% in F1, 23 to 45% in F2 and from 30 to 52% in F3, respectively. Analysis of variance applied to the collected data showed that there were no significant differences between any pair of filters, indicating that the dry loofah sponge fruit can be used as alternative bacterial support media in anaerobic filters when the granite stones or the conduit chips are of difficult acquisition. Appreciable degradation of the loofah sponge was not observed during the 1 year period in which the study was conducted.

**KEYWORDS:** Sewage Treatment, Anaerobic filter, *Luffa cylindrica*.

## INTRODUÇÃO

Os sistemas individuais de tratamento de esgotos ainda são amplamente adotados como solução sanitária, principalmente na periferia dos grandes centros urbanos onde não há rede coletora de esgoto. O tanque séptico é comumente utilizado nesses casos, podendo, porém, causar a poluição dos recursos hídricos em função de o nível de tratamento alcançado ser relativamente baixo. Nesta situação, o filtro anaeróbio é uma alternativa que alia eficiência e baixo custo.

Jordão *et al.* (2005) monitoraram três sistemas compostos por tanque séptico e filtro anaeróbio e reportaram que o conjunto que apresentou maior remoção de  $DBO_5$  foi aquele cujo filtro foi preenchido por anéis de plástico (68,2%), o segundo mais eficiente, aquele com o filtro preenchido por brita (67,4%), e o terceiro, o conjunto com o filtro preenchido com espuma de poliuretano (62,4%).

O material suporte apresenta grande influência na eficiência de filtros anaeróbios, conforme relatam Picanço *et al.* (2001). Esses autores observaram que os suportes porosos (espuma e cerâmica porosa) retêm maior quantidade de biomassa que os não porosos (PVC e tijolo refratário). Conforme destacaram Escudé *et al.* (2011), o uso de meio suporte com grande porosidade nos leitos fixos anaeróbios pode reduzir o alcance dos curtos circuitos, levando a um tratamento com melhor desempenho.

Em pesquisa realizada por Show e Tay (1999), foi identificado que os materiais porosos e com maior superfície específica eram mais eficientes que os de superfície lisa e de área superficial menor, quando submetidos a elevadas cargas orgânicas. Ainda, foi observado que o filtro preenchido com material de textura superficial porosa apresentou um biofilme muito mais espesso e viscoso que os outros, demonstrando a maior adesão da biomassa, que é interessante para maior eficiência do processo.

Além disso, tem sido analisada a viabilidade de materiais orgânicos como suporte, a exemplo da fibra de coco (LEE *et al.*, 2007) e do bambu (TONETTI *et al.*, 2011). As principais vantagens desses materiais são a disponibilidade e o baixo custo de aquisição.

Contudo, a pouca durabilidade destes em um meio agressivo, como o esgoto doméstico, pode ser um fator negativo.

A bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) é uma planta trepadeira que produz um fruto com um sistema vascular fibroso, e tem sido largamente pesquisada em diversas áreas do conhecimento, tais como: agricultura, medicina, química, biotecnologia e engenharia, inclusive (OBOH; ALUYOR, 2009). Sua viabilidade como meio suporte para crescimento bacteriano tem sido estudada em alguns sistemas de tratamento de esgotos. A bucha vegetal como meio suporte apresentou eficiência alta em reatores aeróbios submersos de biomassa aderida; por outro lado, sua biodegradabilidade foi reportada como um fator negativo (NABIZADEH *et al.*, 2008; XUERAN; XIA, 2011). Esse material também apresentou um ótimo desempenho em um reator em batelada sequencial aeróbio, tratando o efluente de um reator UASB que recebia esgoto doméstico (SOUSA *et al.*, 2008). No entanto, esses autores não abordaram a durabilidade do material, possivelmente porque a duração do experimento foi de apenas 18 semanas.

Ruíz-Marín *et al.* (2009) compararam a remoção de  $DBO_5$  entre dois reatores aeróbios de leito fixo, sendo um preenchido com peças de PVC e o outro com bucha vegetal; o resultado foi de 80% para o primeiro e 92,5% para o segundo. Vale destacar que, no trabalho desses autores, o índice de vazios do reator preenchido com a bucha vegetal foi de 92%, o que, para um dado volume de reator, aumenta o tempo de detenção hidráulica (TDH) em comparação com um meio suporte convencional; isto favorece o contato do esgoto com a biomassa.

Em sistemas anaeróbios, o uso da bucha vegetal como meio suporte para crescimento bacteriano proporcionou um aumento perceptível na produção de metano em relação a outros materiais (YANG *et al.*, 2004). Segundo os autores, as características do material suporte têm influência significativa no resultado, indicando que a *Luffa cylindrica* pode ser uma alternativa eficiente como material suporte em filtro anaeróbio.

Chanakya e Khuntia (2014) compararam o desempenho de reatores anaeróbios de biofilme preenchidos com materiais suporte orgânicos e sintéticos e relataram que, após 408 dias de operação do sistema, houve uma perda de material suporte em peso de 69,6% e 93,5% nos reatores preenchidos com fibra de casca de coco e fibra de *Luffa acutangula* (bastante semelhante à *Luffa cylindrica*), respectivamente; ambos os reatores apresentavam índice de vazios de 87,5%. Esses reatores apresentaram uma remoção de DQO entre 47 e 60%, enquanto, nos reatores preenchidos com materiais sintéticos, essa redução foi entre 60 e 73%. A redução na eficiência de remoção da matéria orgânica dos filtros onde foi utilizado material suporte orgânico pode ser resultado da perda do material suporte por degradação e/ou decomposição, em especial no caso da fibra de *Luffa acutangula*.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi analisar comparativamente a eficiência de remoção de matéria orgânica em filtros anaeróbios, precedidos por tanque séptico e preenchidos com o fruto da *Luffa cylindrica*, ou bucha vegetal, aparas de eletroduto corrugado e brita granítica.

## MATERIAL E MÉTODOS

Foi instalado na residência Universitária do campus I da UFPB, na cidade de João Pessoa-PB, um sistema de tratamento de esgoto, em escala real, composto por tanque séptico, caixa separadora de vazão e três filtros anaeróbios. Esse sistema foi alimentado por uma derivação dos tubos de queda de dois apartamentos (quarto e banheiro), que atendiam uma população teórica de quatro pessoas. Não houve contribuição de esgoto de pia de cozinha ou lavanderia.

Foi feito o dimensionamento do tanque séptico conforme o prescrito na NBR 7229 (ABNT, 1993). De acordo com informações obtidas no local, o número de ocupantes era de duas pessoas em cada quarto, resultando num total de quatro ocupantes atendidos pelo sistema de tratamento. Foi considerada a edificação do tipo residencial de padrão

socioeconômico baixo, cuja contribuição típica é de 100 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Entretanto, como não houve contribuição de cozinha e lavanderia, adotou-se, para efeito de dimensionamento, uma contribuição de 90 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Além disso, adotou-se o intervalo de um ano para a retirada do lodo, 57 dias para a taxa de acumulação de lodo digerido e 1 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para a contribuição de lodo fresco.

De acordo com as considerações anteriores, encontrou-se um volume útil do tanque séptico de 1.588 L. Por motivos de praticidade, utilizou-se um reservatório em fibra de vidro e 2.000 L, que correspondeu a um volume útil de 1.426 L.

A caixa separadora de vazão possuía um primeiro compartimento dotado de um anteparo para evitar caminhos preferenciais. A divisão da vazão em três partes iguais ocorria mediante um conjunto de três sifões idênticos (mesmo comprimento, material e diâmetro) e submetidos às mesmas condições de carga hidráulica (Figura 1), de modo que a vazão teórica era a mesma nos três filtros. O volume da caixa separadora de vazão, de acordo com suas dimensões internas, foi calculado em 177 L, que somado ao volume do tanque séptico resulta em 1.603 L, sendo 15 L acima do mínimo calculado. Como a vazão prevista era de 360 L.dia<sup>-1</sup>, o TDH previsto inicialmente era de 4,45 dias, diminuindo ao longo do tempo de operação, à medida que o espaço era ocupado pelo lodo acumulado.

Vale salientar, ainda, que as vazões não eram manipuladas, mas, sim, espontâneas, em função da frequência de utilização das instalações hidráulicas dos apartamentos.

Em seguida, o esgoto passava por três filtros anaeróbios, em paralelo, cada um com um material suporte diferente, sendo eles: bucha vegetal (F1), aparas de eletroduto corrugado DN 20 mm (F2) e brita de 32 mm de diâmetro nominal (F3). A Figura 2 mostra em detalhe o corte transversal de um exemplar da bucha vegetal utilizada no experimento.

O dimensionamento dos filtros anaeróbios baseou-se na norma NBR 13.969 (ABNT, 1997), utilizando-se os mesmos parâmetros referentes ao tanque séptico. Considerou-se o TDH recomendado pela

norma da ABNT de 0,92 dia, correspondente à vazão de 120 L.dia<sup>-1</sup>, chegando-se ao volume útil para cada filtro de 177 L. Por questões práticas, utilizaram-se três recipientes cilíndricos de polietileno, cujo volume útil era de 200 L.

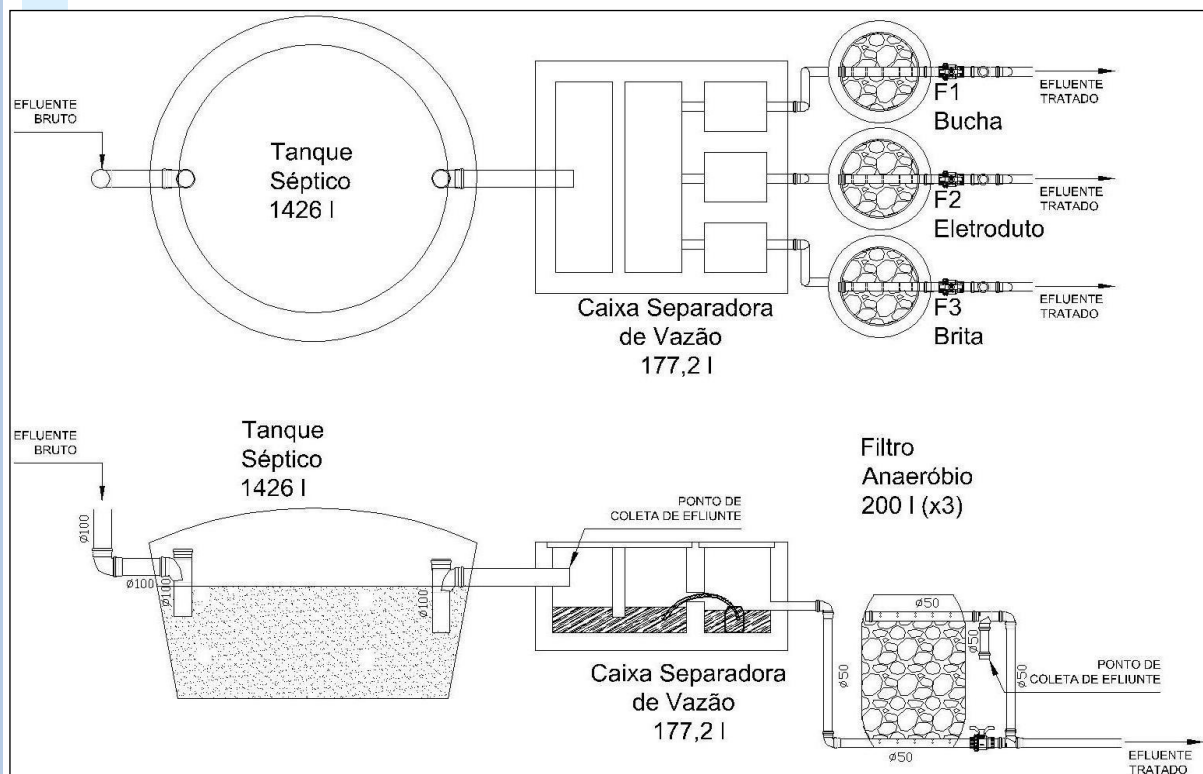
Após o preenchimento dos filtros com o material suporte (Figura 3), foi feita a medição do volume de vazios de cada um deles a fim de se estimar o TDH médio de operação. Isso foi feito medindo-se o volume de água necessária para encher os filtros até o total preenchimento dos vazios. Para evitar que a bucha flutuasse, foi utilizada a tampa do próprio recipiente. O volume de vazios de cada filtro encontra-se na Tabela 1. Após a medição dos índices de vazios, o sistema foi conectado aos banheiros da residência.

Com o objetivo de verificar se a vazão nos filtros era a mesma, foi feita medição deste parâmetro coletando o efluente de cada

filtro em recipientes idênticos e medindo o volume em seguida. Foram feitas cinco medições de vazão dos filtros em diferentes dias da semana, para obter maior representatividade dos dados. Essas aferições foram executadas num período de 10 horas, entre 7 e 17 horas. A ausência de dados de vazão no período noturno entre 17 horas e 7 horas não prejudica a verificação da divisão equitativa em três partes, nem a comparação de eficiência entre os filtros.

As coletas foram iniciadas um mês após o sistema ter sido conectado. As amostras foram coletadas sempre no início da manhã. O número de pontos de coleta foi igual a quatro, a seguir discriminados: efluente do tanque séptico (ETS), efluente do filtro F1, efluente do filtro F2 e efluente do filtro F3.

**Figura 1: Planta baixa e corte longitudinal do sistema de tratamento.**



**Figura 2: Corte transversal em um exemplar de bucha vegetal.**



**Figura 3: Filtros preenchidos com bucha vegetal (esquerda), eletroduto corrugado (centro) e pedra britada (direita).**



**Tabela 1: Índice de vazios e TDH estimado dos filtros anaeróbios.**

Filtro anaeróbio	Volume de vazios (L)	Índice de vazios (%)	TDH estimado (dias)
F1 (bucha)	175,0	87,5	1,46
F2 (eletroduto)	155,5	77,8	1,30
F3 (brita)	85,0	42,5	0,71

A coleta do efluente dos filtros foi feita com o auxílio de um béquer de plástico, por meio de uma derivação na tubulação de saída dos mesmos. A amostra do efluente do tanque séptico era coletada na entrada da caixa divisora de vazão.

Os recipientes utilizados para acondicionar as amostras eram devidamente limpos e possuíam volume de 2 L. Após serem preenchidos, eram levados imediatamente ao

Laboratório de Saneamento da UFPB, onde realizavam-se as análises. Quando isto não era possível, as amostras eram preservadas em baixa temperatura (4°C, aproximadamente).

As variáveis avaliadas foram: pH e temperatura, com frequência semanal; alcalinidade, DBO<sub>5</sub> e DQO com frequência mensal. Os métodos analíticos utilizados seguiram as recomendações descritas no *Standard Methods for the Examination of*

*Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Os dados coletados para a vazão e parâmetros analíticos foram analisados através de análise de variância de acordo com o método gráfico GT-2 (SOKAL e ROHLF, 2012), para comparação simultânea de diversas médias, ao nível de significância de 5%. Neste procedimento, os intervalos que não se sobrepõem apresentam médias estatisticamente diferentes entre si.

Não houve coleta de amostras no período correspondente às férias estudantis, no qual a residência universitária esteve pouco habitada, não havendo também nenhuma contribuição de esgoto representativa para que pudessem ser feitas coletas.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Medições de Vazão

Com base nos dados coletados, foi calculada a vazão média em cada um dos filtros, chegando-se ao resultado observado na Tabela 2. Pode-se observar que a vazão média total aferida resultou em 596,6 L.dia<sup>-1</sup>, ou seja, 65,7% maior que a de dimensionamento (360 L.dia<sup>-1</sup>). Essa subestimação da vazão não prejudica a comparação entre os mesmos, uma vez que

ocorreu para os três filtros, apesar de poder interferir no desempenho dos mesmos.

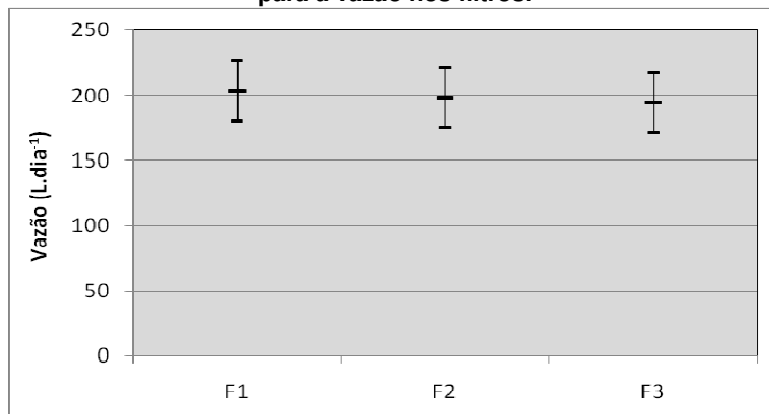
Submetendo-se os dados de vazão a análise de variância, pelo método gráfico GT-2 e para um nível de significância de 5%, obteve-se o resultado apresentado na Figura 4. Verifica-se que a média dos valores de vazão nos filtros não apresentou diferença significativa, constatando que o sistema de distribuição de vazão funcionou adequadamente.

Foi calculado o TDH de operação (considerando-se o volume útil) para a vazão média total de operação, chegando-se aos valores da Tabela 3, na qual se considerou a vazão nos filtros igual ao total dividido por três.

Convém observar que o índice de vazios do filtro preenchido com bucha (F1) coincidiu com o reportado por Chanakya e Khuntia (2014), que utilizaram *Luffa acutangula* como meio suporte para crescimento bacteriano. Percebe-se que o TDH de operação em todos os filtros foi menor que 0,92 dias, hipótese prevista na NBR 13969 (ABNT, 1997) e considerada no dimensionamento dos filtros neste trabalho. Decorrente desses índices de vazio, o TDH de operação dos filtros F1 e F2 foi, aproximadamente, o dobro do F3.

Tabela 2: Vazão média nos filtros nos dias de medição.

Data	Vazão média (L.dia <sup>-1</sup> )			Vazão média total (L.dia <sup>-1</sup> )
	F1 (bucha)	F2 (eletroduto)	F3 (brita)	
3/6/2011	158,8	207,0	200,9	566,7
21/6/2011	211,6	229,3	206,3	647,2
20/7/2011	232,3	222,7	186,7	641,7
17/10/2011	183,8	177,8	192,4	554,0
20/10/2011	232,1	154,3	186,8	573,2
Média	203,7	198,2	194,6	596,6

**Figura 4: Média e limites de confiança do método GT-2 (ANOVA) para a vazão nos filtros.**

**Tabela 3: Tempo de detenção hidráulica para a vazão média de operação.**

Dispositivo	Vol. Útil (L)	Índice de vazios (%)	TDH de operação (dias)
TS+Caixa divisora de vazão	1603	-	2,7
F1 (bucha)	175,0	87,5%	0,9
F2 (eletroduto)	155,5	77,8%	0,8
F3 (brita)	85,0	42,5%	0,4

### Parâmetros de Análise

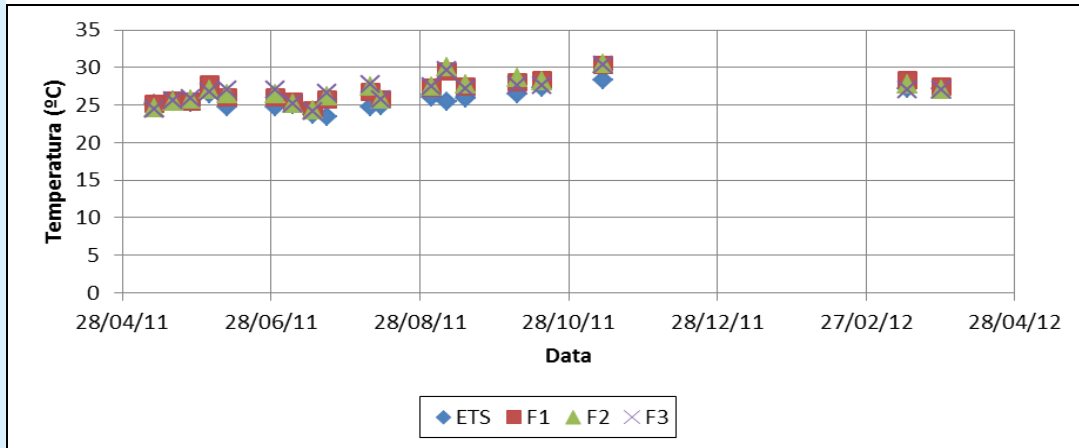
Os valores de temperatura e pH do efluente, ao longo do período de estudo, são apresentados nas Figuras 5 e 6, respectivamente. Vale salientar que a temperatura no efluente dos filtros, em nenhum momento, foi inferior a 23°C, o que era esperado devido ao clima da região. Isto é benéfico para a viabilidade e eficiência do sistema, uma vez que temperaturas baixas afetam negativamente o desempenho de reatores anaeróbios. Com relação ao pH, em todos os pontos amostrados, os valores se mantiveram na faixa entre 6,0 e 8,3, recomendada na literatura (CHERNICHARO, 2007) como adequada aos processos de tratamento anaeróbio.

Os dados de pH foram submetidos a um tratamento estatístico utilizando análise de

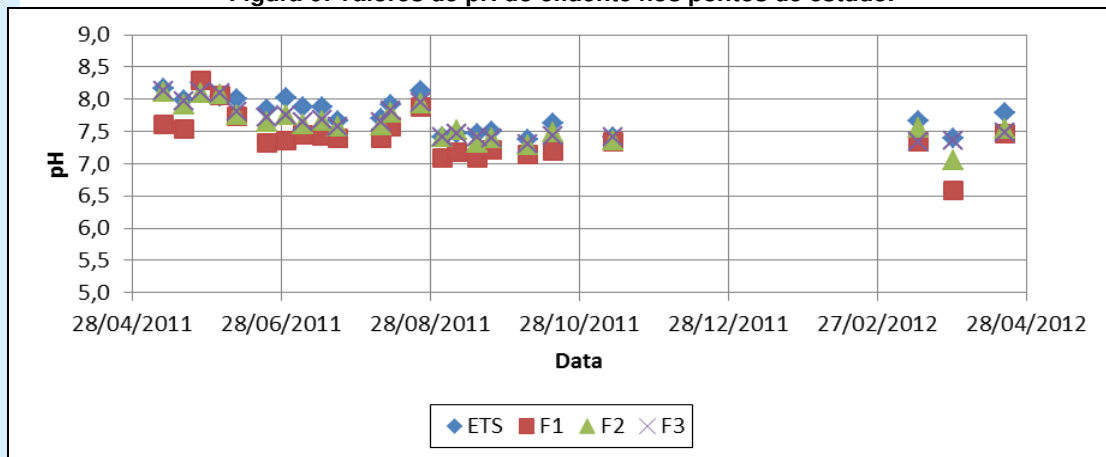
variância para um nível de significância de 5%, obtendo-se o resultado mostrado na Figura 7. Pode-se concluir que não há diferença significativa entre as médias de pH para os filtros em estudo. Por outro lado, existiu diferença significativa entre as médias de pH do ETS e do F1.

Na Figura 8, observa-se o comportamento temporal da alcalinidade nos pontos de estudo, enquanto na Figura 9 está ilustrado um tratamento estatístico deste mesmo parâmetro utilizando análise de variância (ANOVA: Fator único) para um nível de significância de 5%. É possível verificar que não há diferença acentuada dos dados de alcalinidade nos pontos de análise, assim como concluir que os filtros possuíam resistência contra possíveis variações de pH, conforme previsto na literatura.

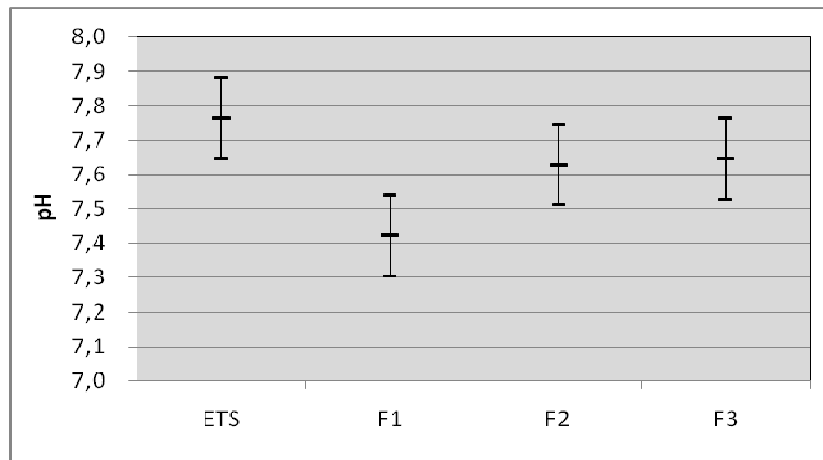
**Figura 5: Valores de temperatura do efluente nos pontos de estudo.**



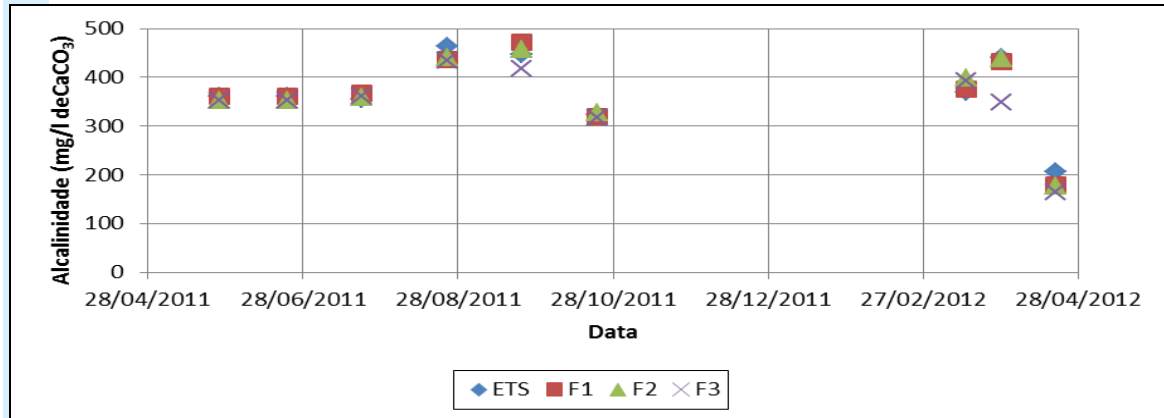
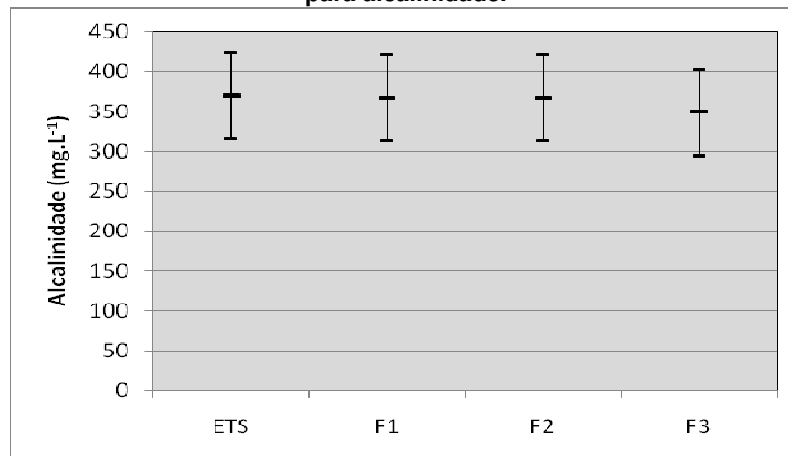
**Figura 6: Valores de pH do efluente nos pontos de estudo.**



**Figura 7: Média e limites de confiança do método GT-2 (ANOVA) para pH.**





**Figura 8: Valores de alcalinidade do efluente nos pontos de estudo.**

**Figura 9: Média e limites de confiança do método GT-2 (ANOVA) para alcalinidade.**


A série temporal dos dados relativos à DBO<sub>5</sub> encontra-se na Figura 10, na qual se observa que o ponto F1 apresentou um valor maior nas duas primeiras análises; maior, inclusive, que no ETS. Isto pode ter ocorrido por uma possível degradação do material e consequente liberação de matéria orgânica, fato este relatado por Chanakya e Khuntia (2014) em trabalho semelhante. Porém, a partir da terceira análise, o comportamento do F1 com relação à DBO<sub>5</sub> foi semelhante aos outros filtros. Observa-se que, nas últimas coletas, as diferenças entre os valores da DBO<sub>5</sub> do ETS e de cada um dos filtros F1, F2 e F3 foram maiores que no início, indicando uma melhora no funcionamento do sistema anaeróbio depois de finalizada a etapa de partida.

A eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub> dos filtros foi calculada desconsiderando-se as três

primeiras análises correspondentes à etapa de partida dos reatores. Submetendo os dados a um tratamento estatístico, utilizando análise de variância para um nível de significância de 5%, obteve-se o resultado apresentado na Figura 11. Percebe-se que não há diferença significativa na remoção de DBO<sub>5</sub> entre os diversos filtros. Isso permite concluir que os valores maiores do TDH dos filtros F1 e F2 não corresponderam, necessariamente, a uma maior eficiência, sugerindo que o biofilme foi mais eficiente no F3. Nos pontos F1 e F2, a remoção de DBO<sub>5</sub> foi entre 22 e 57%, enquanto no F3 foi entre 48 e 84%. Comparando esse resultado com o obtido por Jordão *et al.* (2005), percebe-se que a eficiência dos filtros F1 e F2 foi inferior, enquanto a remoção de DBO<sub>5</sub> no filtro F3 foi próxima dos resultados obtidos pelos autores mencionados. As possíveis causas para tal

situação são diferentes para cada um dos pontos, pois, no caso do filtro F1, isso pode ter ocorrido por degradação do próprio material suporte, conforme já discutido anteriormente. Enquanto que, no filtro F2, essa reduzida eficiência pode ser causada por perda de biomassa, uma vez que o meio suporte de PVC apresenta uma superfície lisa. O problema da dificuldade de retenção de biomassa por meio suporte de PVC foi observado por Picanço *et al.* (2001).

Na Figura 12, podem ser observados os valores de DQO para os pontos em estudo. Durante o período de partida do reator, não foi feita análise desse parâmetro. Foi calculado o percentual de remoção de DQO, resultando entre 33 e 55% no filtro F1, 23 e 45% no F2, e 30 e 52% no F3. Esse resultado foi submetido

a um tratamento estatístico utilizando análise de variância para um nível de significância de 5%. Observa-se na Figura 13 que não há diferença significativa nos percentuais de remoção de DQO entre os filtros.

É importante lembrar que, no estudo feito por Chanakya e Khuntia (2014), a degradação da *Luffa acutangula*, meio suporte similar à bucha vegetal, foi de 93,5%, assim como a taxa de remoção de DQO ficou entre 47 e 60%. Portanto, a eficiência do filtro F1, preenchido com a bucha vegetal, se mostrou equivalente à obtida pelos autores citados. Ao final do período de um ano, foi feito o esvaziamento total dos filtros e verificou-se, visualmente, que não houve degradação apreciável da bucha vegetal do filtro F1, conforme Figura 14.

Figura 10: Comportamento temporal dos valores da DBO<sub>5</sub>.

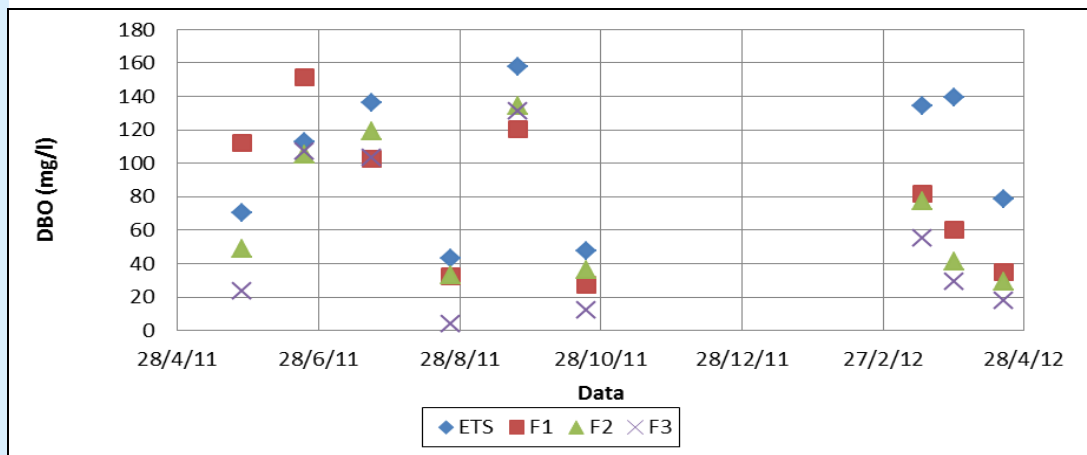


Figura 11: Média e limites de confiança do método GT-2 (ANOVA) para remoção de DBO<sub>5</sub>.

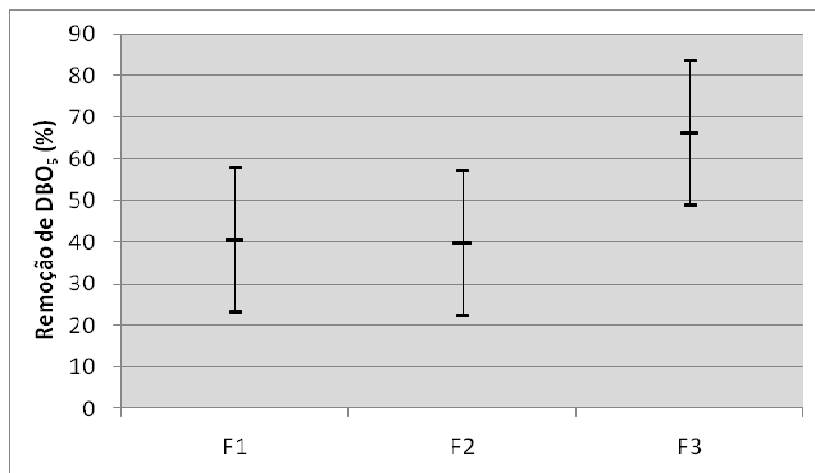


Figura 12: Comportamento temporal dos dados de DQO.

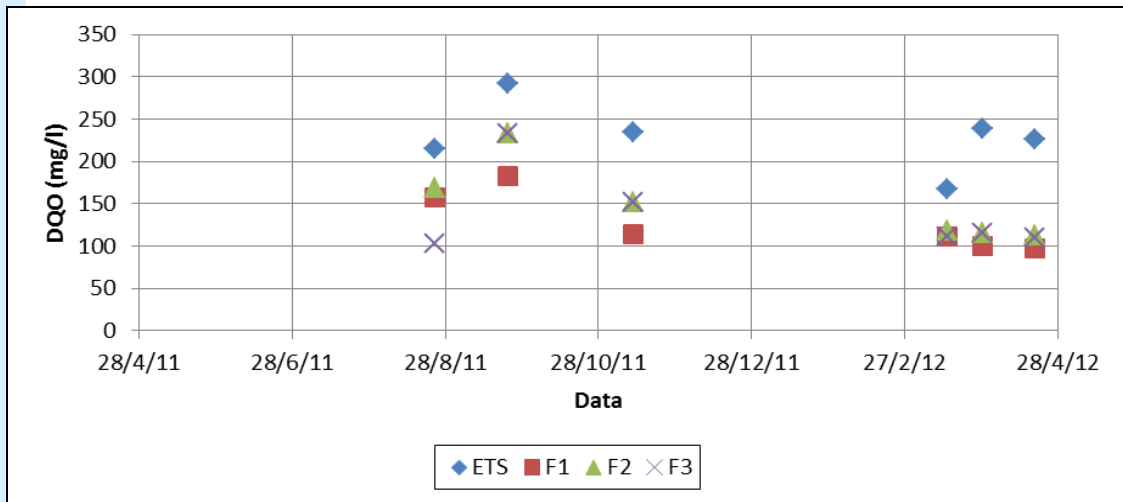


Figura 13: Média e limites de confiança do método GT-2 (ANOVA) para remoção de DQO.

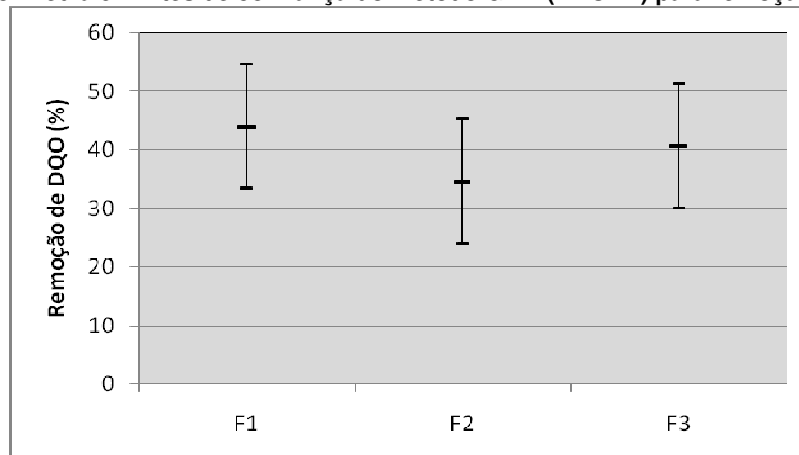


Figura 14: Exemplos de bucha vegetal após 1 ano de estudo.



Como material suporte do filtro F1 era orgânico, esperava-se uma grande degradação do material durante o período de estudo, o que não ocorreu. Neste aspecto, a *Luffa cylindrica* mostrou-se mais adequada do que a *Luffa acutangula*, estudada por Chanakya e Khuntia (2014), que apresentou apreciável degradação em 408 dias de operação. É importante destacar, no entanto, que o período de operação do presente trabalho com a *Luffa cylindrica* foi levemente inferior (361 dias).

Além da boa resistência à degradação da bucha vegetal, a eficiência de remoção de matéria orgânica do filtro preenchido com a *Luffa cylindrica* se mostrou equivalente à dos filtros que utilizaram materiais convencionais.

É importante destacar que a eficiência de remoção de DQO foi superior à eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> no ponto F1, o que é algo inesperado, uma vez que o tratamento do efluente é biológico. Uma explicação para esse problema pode ser o fato de que o teste utilizado para medição da DBO<sub>5</sub> é sujeito a imprecisões, pois depende da adaptação dos organismos decompositores ao despejo a ser tratado (CHERNICCHARO, 2007).

Durante o período de estudo, foram observadas 10 ocorrências de colmatação do filtro F3, tendo sido efetuada a descarga de fundo esvaziando-se parcialmente, para desobstrução do leito, sem perda apreciável de biomassa. Nos demais filtros, não houve episódios de colmatação, mostrando mais uma vantagem da *Luffa cylindrica* como meio suporte para filtros anaeróbios. A não ocorrência de colmatação nos filtros F1 e F2 está relacionada aos elevados índices de vazão do meio suporte desses filtros em relação ao do F3.

## CONCLUSÃO

Constatou-se que não há diferença significativa de eficiência de remoção de matéria orgânica entre os filtros preenchidos com os três materiais suportes. Portanto, do ponto de vista da remoção da matéria orgânica, pode-se afirmar que os três materiais são equivalentes. Com relação ao

quesito de colmatação, tanto a *Luffa cylindrica* como as aparas de eletroduto corrugado se apresentaram com comportamento vantajoso em relação à brita, fato este possivelmente relacionado aos índices de vazão dos meios suportes.

Então, em localidades onde não exista pedra britada, ou sua aquisição seja economicamente inviável, a bucha vegetal pode ser utilizada como meio suporte sem perda de eficiência e com operação facilitada. A sua substituição da pedra britada pela bucha vegetal ou pelas aparas de eletroduto corrugado permanece sendo interessante, levando em consideração a preservação ambiental, já que a extração deste recurso natural não renovável (brita) implica em forte degradação do meio ambiente.

Uma sugestão para trabalhos futuros é a comparação da durabilidade e do custo da bucha vegetal em relação a outros materiais de suporte convencionais.

## REFERÊNCIAS

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington, 1998. 2671 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993. 15 p.

\_\_\_\_\_. **NBR 13969**: Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto, Construção e Operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 p.

CHANAKYA, H.N.; KHUNTIA, H. K. Treatment of gray water using anaerobic biofilms created on synthetic and natural fibers. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, n. 2, p. 186-192, March 2014.

CHERNICCHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 5**: reatores anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

– Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENÉS, J. P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: an overview of 15 years of research. **Water Research**, v. 45, n. 1, p. 1-10, January 2011.

JORDÃO, E. P.; AVILA, R. O.; JUNIOR, I. V.; AZEVEDO, J. P. S. Desempenho de filtros anaeróbios segundo diferentes meios suporte e alturas de percolação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

LEE, S.; LEE, H.; LEE, S.; CHITAPORN PAN, S.; CHIEMCHAI SRI, C.; POLPRASERT, C.; AHN, K. Media configuration and recirculation of upflow anaerobic floating filter for piggery wastewater treatment. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 24, n. 6, p. 980-988, November 2007.

NABIZADEH, R.; NADDAFI, K.; MESDAGHINIA, A.; NAFEZ, A. H. Feasibility study of organic matter and ammonium removal using loofa sponge as a supporting medium in an aerated submerged fixed-film reactor (ASFFR). **Electronic Journal of Biotechnology**, Pontícia Universidad Católica de Valparaíso, Chile, v. 11, n. 4, p. 8, 2008.

OBOH, I. O.; ALUYOR, E. O. Luffa cylindrica - an emerging cash crop. **African Journal of Agricultural Research**, v. 4, n. 8, p. 684-688, 2009.

PICANÇO, P.A., VALLERO, G.V.M., GIANOTTI, P.E., ZAIAT, M., BLUNDI, E.C. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, V. 44, n. 4, p. 197-204. 2001.

RUIZ-MARÍN, A.; CAMPOS-GARCIA, S.; ZAVALA-LORIA, J.; SOLANA, F.; CANEDO-LOPEZ, YUNUEN. Assessment of luffa cylindrica as support in biofilms reactors for the biological treatment of domestic wastewater. **Water Air Soil Pollution**, v.199, n. 1-4, p.13-21, September 2009.

SHOW, KUAN-YEOW; TAY, JOO-HWA. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Resources**, v. 33, n. 6, p. 1471-1481, April 1999.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 4. ed. New York: W. H. Freeman, 2012. 937 p.

SOUSA, J. T.; HENRIQUE, I. N.; OLIVEIRA, R.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D. Nitrification in a submerged attached growth bioreactor using *luffa cylindrica* as solid substrate. **African Journal of Biotechnology**, v. 7, n. 15, p. 2702-2706, August 2008.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. O.; NAKAMURA, M. S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 11-16, jan./mar. 2011.

XUERAN, J.; XIA, Z. Application and development of Luffa cylindrical as bio-carrier in wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ELECTRIC TECHNOLOGY AND CIVIL ENGINEERING (ICETCE), 2011, Lushan. **Proceedings...** Lushan: Institute of Electrical and Electronics Engineers, 2011.

YANG, Y.; TADA, C.; MIAH, M. S.; TSUKAHARA, K.; YAGISHITA, T.; SAWAYAMA, S. Influence of bed materials on methanogenic characteristics and immobilized microbes in anaerobic digester. **Materials Science and Engineering**, v. 24, n. 3, p. 413-419, April 2004.