

Efficiency evaluation of the sewage treatment system by overland flow, implanted after septic tank

* **S. P. P. FONSECA**; ****A. A. SOARES**; ****A. T. MATOS**; ****M. A. MARTINEZ**

* Divisão de Tratamento de Efluentes da Companhia de Saneamento de Minas Gerais, COPASA. Rua Mar de Espanha 453, Santo Antônio, BH, MG, Brasil. (E-mail: sandra.parreiras@copasa.com.br)

** Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Av. Ph Holfs, s/n. (E-mail: aasoares@ufv.br); (E-mail: atmatos@ufv.br); (E-mail:mmauro@ufv.br)

ABSTRACT

The objective of the present work was to evaluate the operational conditions and the efficiency of a sewage treatment unit (ETE), constituted of sand box, equalization tank, septic tank and overland flow system, under the edafoclimatic conditions of Viçosa, MG, Brasil, implanted in a Dystrudepts, with a clayey-sandy texture. The plant area was land leveled in four plans, each one with three borders of 1 m width, 25 m length with 2% of slope, and cultivated with Tifton 85 grass bermudagrass (*Cynodon* spp.). The application rate of $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ was applied for ten hours a day and six day a week, during six months of operation. The samples of sewage collected along the borders, at every 2 meters up to 18 meters, were submitted to physical and chemical. The sewage pH tended to increase along the border, and the CE, the DBO, DQO, N-total, P-total concentrations tended to decrease. The Na concentration tended to the increase was less along of the border. The overland flow system was relatively efficient on the organic matter and nutrients removal. The following of sodium concentration is very important from the operation view in one sewage treatment unit.

KEYWORDS

Wastewater (1); overland flow (2); septic tank (3); nutrients removal (4); organic matter removal (5); sewage (6)

INTRODUÇÃO

O sistema de tratamento por disposição no solo é uma alternativa a ser contemplada, pois ele não só contribui para a preservação do meio ambiente, mas também permite aproveitar a água residuária na agricultura como alternativa de *fertirrigação*, devido aos nutrientes disponíveis, além de recarga do lençol subterrâneo. A água servida e os nutrientes que ela traz consigo são reciclados, tornando-se uma alternativa especialmente importante para regiões áridas e semi-áridas, como é o caso do Nordeste brasileiro e norte e nordeste do Estado de Minas Gerais. Trata-se, portanto, de uma opção de grande potencial, desde que as objeções culturais e os riscos à saúde pública sejam superados.

O esgoto é aplicado na parte mais alta do terreno, em faixas com declividade de até 8%, e coletado na parte inferior das faixas, de onde é captado para lançamento em corpos receptores de água. Os terrenos utilizados devem possuir baixa permeabilidade, para evitar risco de contaminação do lençol freático. A depuração do esgoto depende da vegetação, ocorrendo absorção de minerais resultantes do processo de decomposição biológica da matéria orgânica pelas plantas, de características do solo e hidráulicas do sistema.

O escoamento superficial é uma das alternativas para tratamento complementar do efluente líquido do tanque séptico, sendo este arranjo equivalente ao nível secundário de tratamento de esgoto doméstico. A Norma brasileira de número 7229, de 1993 (ABNT, 1993), indica como possível tratamento de efluente de tanque séptico a disposição no solo por meio de valas de infiltração ou sumidouros para posterior lançamento do efluente em curso de água (Fonseca, 2007).

Desde a década de 1980, no Brasil, principalmente na região Sudeste, têm sido desenvolvidas pesquisas com relação à eficiência de unidades de tratamento de esgoto (ETE) pelo método do escoamento superficial, no que se refere à remoção de material orgânico, nutrientes e microrganismos. É com base em resultados obtidos por Coraucci Filho (1991), Paganini (1997), Fonseca (2000), Loures et. al (2002) e outros autores, que se tem procurado definir parâmetros e indicadores para subsidiar a operação e monitoramento de ETE deste tipo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar as condições operacionais e a eficiência de remoção de material orgânico e nutrientes da unidade de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial, implantado após tratamento primário, do tipo tanque séptico, nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, Brasil.

Regulamentação do uso de águas residuárias

Segundo a Deliberação Normativa Nº 010/86 do COPAM – Comissão de Política Ambiental, do estado de Minas Gerais, Brasil, o lançamento de efluentes será permitido caso não provoque mudança significativa nas condições do corpo receptor. Os efluentes de qualquer fonte poluidora poderão ser lançados direta ou indiretamente nos corpos de água desde que obedeçam às seguintes condições: - material flutuante

virtualmente ausente; - óleos minerais: até 20 mg.L⁻¹; - óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L⁻¹; - DBO padrão, 5 dias a 20 °C: até 60 mg.L⁻¹ de O₂. Este limite poderá ser ultrapassado no caso de o sistema de tratamento reduzir a carga poluidora do efluente em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em, no mínimo, 85%; - pH: 6,5 a 8,5, com tolerância de +/- 0,5; - Regime de lançamento: vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média diária no período da atividade; - Sólidos em suspensão: concentração máxima diária de 100 mg.L⁻¹.

Na Tabela 1 estão apresentadas as condições e padrões estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA n.º. 357, no Brasil, para lançamentos de efluentes em corpos de água, valores típicos de águas residuárias domésticas e recomendações para uso na fertirrigação de culturas.

Tabela 1 – Valores típicos das águas residuárias domésticas e limites recomendados

Parâmetros	Valores típicos do esgoto ⁽¹⁾	Limites para lançamento em corpos d'água ^(2a)	Recomendações para uso na fertirrigação ^(2b)
Temperatura (amostra) (°C)	28,0	3 a 40	-
pH	6,8	5 a 9	6,5 a 8,4
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	354	-	-
Sólidos sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	9,0	1,0	-
Óleos minerais (mg.L ⁻¹)		até 20	-
Óleos vegetais/gorduras (mg.L ⁻¹)		até 50	-
Cloretos (mg.L ⁻¹)	55	-	250
Condutividade elétrica μS.cm ⁻¹	480	-	Baixa (0-250) - Média (250-750) Alta (750-2250) - Muito alta (2250-5000)

Nota: 1)- Valores típicos do esgoto do Condomínio Bosque do Acamarí, Viçosa, MG. 2) Valores máximos recomendados: – (a) Resolução CONAMA n.º. 357 (b) FAO 47 (Pescod, 1992, citado por Bernardo et al. 2006).

Fonte: Adaptado de Fonseca (2007)

Na Tabela 2, estão apresentados os parâmetros de qualidade da água, de maior importância nos sistemas de reúso da água e nas faixas de aproximadas de cada parâmetro do esgoto e das águas servidas, recomendados por Metcalf e Eddy (2003)

Tabela 2 – Principais parâmetros de qualidade da água para reúso

Parâmetros	Unidades	Variações do efluente secundário	Resultados desejados das águas para reúso
Sólidos suspensos	mg.L ⁻¹	5 – 50	< 5 - 30
Demanda bioquímica de oxigênio	mg.L ⁻¹	10 – 30	< 10 - 45
Demanda química de oxigênio	mg.L ⁻¹	50 – 150	< 20 - 90
Coliformes fecais	UFC/100mL	< 1-106	< 1 - 103
Ovos de helmintos	ovo.L ⁻¹	< 1- 10	< 1- 0,5
Nitrogênio	mg.L ⁻¹	10 - 30 mg.L ⁻¹	< 1 – 30 mg.L ⁻¹
Fósforo	mg.L ⁻¹	0,1 - 30 mg.L ⁻¹	< 1 - 20 mg.L ⁻¹

Fonte: Adaptado de Fatta e Kythreotou (2005).

Parâmetros de eficiência da ETE

Diferenças climáticas, o tipo e textura do solo, a localização da área, o tipo de cobertura vegetal, as características físicas, químicas e microbiológicas do esgoto e outros fatores locais podem provocar diferenças significativas no desempenho do sistema por escoamento superficial (Wightman et al., 1983).

A matéria orgânica se adere ao filme biológico, onde ocorre a degradação aeróbica pelos organismos aeróbios e, à medida que estes crescem, a espessura da camada biológica aumenta. O oxigênio é consumido antes de atingir as camadas mais internas, que passam a se comportar anaerobicamente (Arceivala, 1981; Pessoa e Jordão, 1982 e Brix, 1987, citados por Fonseca, 2007).

Coraucci Filho (1991) relata que nos primeiros 10 m de faixas de tratamento com aplicação de esgoto doméstico bruto, variando a taxa de aplicação de 0,15 a 0,30 m³.h⁻¹.m⁻¹, foram obtidas remoções de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 59,3 a 94,2%, dependendo da taxa de aplicação.

Fonseca (2000) obteve remoções de 54 a 75% e de 47 a 75% de DBO, com as taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹, respectivamente, no comprimento das faixas de tratamento de 20 m com declividade de 2%, em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico, cultivadas com o capim coastcross. Loures et al. (2002)

obtiveram nos primeiros 10 m de comprimento de faixa na mesma área experimental, com a taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, eficiências de remoção de 34,1 e de 41,8% para DBO e DQO, respectivamente.

Marquezini (2000), avaliando o tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial em faixa de 20 m de comprimento, cultivada com o capim *Brachiaria humidicola*, e taxa de aplicação de $0,50 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, obteve remoções de DBO e DQO de 70,0 e 63,0%, correspondentes às concentrações efluentes na faixa de tratamento de 82 e $225 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

Cerqueira (2004), aplicando efluentes de lagoa anaeróbia em faixas de tratamento de 40 m de comprimento por 4,25 m de largura, com declividade de 3,5%, cultivadas com capim Tifton 85, e taxa de $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, obteve remoções de DBO e DQO de 76,2 e 55,6%, relativo as concentrações efluentes de 33 e $139 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

A remoção de N depende de fatores como a espessura do filme biológico, textura, estrutura e conteúdo orgânico do solo, tempo de detenção, frequência de aplicação, tipo e quantidade da cobertura vegetal (Wightman et al., 1983).

Coraucci Filho (1991), averiguou que a remoção de nitrogênio total kjeldahl (NTK) foi de 80,4% para a taxa de aplicação $0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, superior a 80% no nitrogênio orgânico, para a taxa $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; e próximo a 50% para nitrogênio amoniacal, para as taxas de $0,15$ a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, para 10 m de faixa.

Loures et al. (2002) avaliaram o sistema de escoamento superficial seguido de tratamento preliminar, com taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e verificaram que a eficiência de remoção de nitrogênio total foi de 16,6%, correspondente às concentrações médias do afluente de $47,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e do efluente de $39,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, para o comprimento da faixa de 8 m com declividade de 2% em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

A remoção do fósforo no sistema de escoamento superficial dá-se por meio da adsorção no solo e da absorção pelas plantas e pela população microbiana. O fósforo ocorre, principalmente, na forma de ortofosfato e é adsorvido por minerais argilosos e na matriz de certos solos orgânicos, o que o torna resistente à lixiviação (Wightman et al., 1983; Metcalf e Eddy, 1985; Paganini, 1997).

Wightman et al. (1983) observaram que no sistema de escoamento superficial, operando com a taxa de aplicação de $0,95 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, para o comprimento da rampa de 36,5 m e 11 m de largura e declividade variando de 2 a 3%, a remoção de fósforo total foi de 20 a 23%.

Coraucci Filho (1991) registrou, no primeiro ano de seu experimento, que a remoção média no fósforo total foi de 55%; para a taxa $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; no segundo ano, de 50%; e, no terceiro ano, manteve próximo a 50%, para faixas de 45 m de comprimento e declividade de 4%. O autor atribuiu a remoção inicial do fósforo ao calcário utilizado na época de plantio da grama, o qual, depois de dissociado, formou com o fósforo compostos insolúveis na superfície do solo. Os valores encontrados por este autor estão dentro do intervalo de 40 a 60%, apresentados por EPA (1981), para faixas de 45 m.

Loures et al. (2006) avaliaram o sistema de escoamento superficial seguido de tratamento preliminar, com taxa de aplicação de esgoto bruto de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e verificaram que a eficiência de remoção de fósforo foi de 10,6%, com concentrações médias de $9,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do afluente e de $8,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do efluente, para o comprimento da faixa de 10 m, declividade de 2%, em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

A aplicação de águas residuárias com altas concentrações de sódio, ou mesmo potássio, em relação a outros cátions, e, ao mesmo tempo, baixa condutividade elétrica pode causar dispersão da argila do solo, promovendo sua desagregação, com mudança no tamanho efetivo dos poros, e, com isso, proporcionando diminuição da sua permeabilidade à água (Matos et al., 2003).

Melo et al. (2000), aplicando efluentes de reatores anaeróbios em duas faixas de tratamento de 10 m de comprimento com declividades de 1 e 6%, em um solo de textura areia franca, cultivadas com o capim-elefante e taxa de aplicação de $0,70 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, observaram o aumento da concentração de sódio no efluente das faixas.

Loures et al. (2005) avaliaram o sistema de escoamento superficial seguido de tratamento preliminar, com taxa de aplicação de esgoto bruto de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ e verificaram que a eficiência de remoção de sódio foi de 12,1%, correspondente às concentrações médias afluentes de $56,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e efluentes de $50,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, para o comprimento da faixa de 10 m e declividade de 2% em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

MATERIAL E MÉTODOS

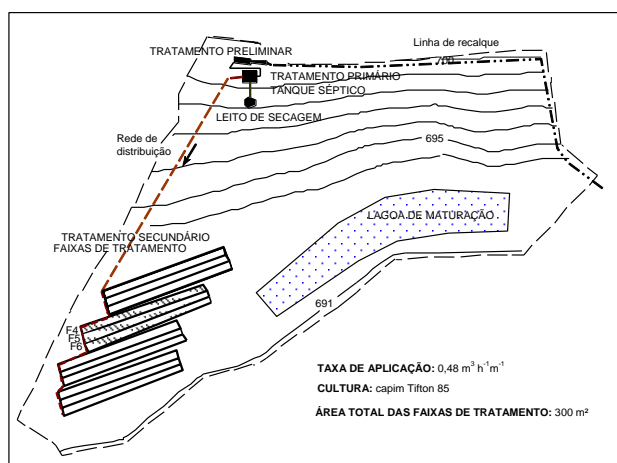
O experimento foi conduzido na unidade de tratamento de esgoto (ETE), por disposição no solo instalada na Estação Experimental de Tratamento de Águas Residuárias (EETAR), do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, Brasil. A ETE está localizada a $20^{\circ}45'14'' \text{ S}$, $42^{\circ}52'53'' \text{ W}$, na altitude de 693,00 m. A unidade é constituída de tratamento preliminar (caixa de areia, gradeamento e tanque de equalização); tratamento primário do tipo tanque séptico (câmara dupla e leito de secagem, com tempo de detenção de aproximadamente 16 horas); e tratamento secundário pelo método do escoamento superficial (faixas de tratamento).

O esgoto do efluente do tanque séptico, que foi aplicado nas faixas de tratamento, é proveniente do Condomínio Bosque do Acamarí, constituído de 136 unidades residenciais unifamiliares, com 568 habitantes.

A unidade de tratamento por escoamento superficial (Figura 1a), com área total de 300 m², foi implantada em um solo classificado como CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argiloso-arenosa, dividida em quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.).

Das 12 faixas de tratamento implantadas, três foram escolhidas, aleatoriamente, para desenvolvimento da pesquisa, sendo uma testemunha (F6) sem aplicação do esgoto, e as outras duas (F4 e F5) com aplicação da taxa de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹ de esgoto por faixa. Os dados experimentais foram coletados na faixa F5, enquanto a faixa F4 operava como reserva.

A cada 2 m na faixa foram construídos sulcos transversais à esta, para uniformizar a distribuição do esgoto no solo e possibilitar a coleta de amostras ao longo da faixa de tratamento (figura 1b).



(1a)



(1b)

Figura 1 – (1a) Croqui da área da ETE e (1b) Faixa de tratamento e canaletas de coleta de material.

Durante os seis meses de funcionamento da unidade de tratamento, com o sistema operando no intervalo das 8 às 18 horas, de segunda a sábado, foram coletadas amostras do esgoto em 10 pontos da faixa F5, sendo no início da faixa e a cada 2 m até atingir os 18 m. As coletas foram realizadas às quartas-feiras e aos sábados, entre as 8 e as 11 horas, 10 minutos após a chegada do afluente no ponto de coleta, constituindo para cada ponto uma amostra simples.

As amostras de esgoto foram coletadas em frascos de plástico, com volume de 300 mL, acondicionadas em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4 °C, e encaminhadas, para análise, ao Laboratório de Qualidade de Água do DEA/UFV. Na maioria dos dias de coleta, o tempo se encontrava nublado, com temperatura média variando entre 17,1 e 23,8 °C.

Nas amostras coletadas foram realizadas análises de pH (método eletrométrico); temperatura (termômetro de mercúrio digital); DBO (método Iodométrico – processo Winkler); DQO (método oxidimétrico com refluxo aberto); nitrogênio total (processo semimicro Kjeldahl); fósforo total (meio de digestão nítrico-perclórico, determinado em espectrofotômetro); sódio (meio de digestão nítrico-perclórico, determinado em fotômetro de chama), conforme recomendações do Standard Methods...– APHA (2001).

O experimento foi montado em delineamento inteiramente casualizado (DIC), para estudar a eficiência de tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial. A eficiência de tratamento do esgoto foi estudada em relação a 14 repetições em um período de cinco meses, quanto à remoção de material orgânico e nutrientes ao longo da faixa, com taxa de aplicação constante de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹. Foram averiguadas a normalidade e a homocedasticidade e, posteriormente, a análise de variância. Caso apresentasse significância, foi realizado o teste de comparação de médias de Teste de Scott-knoff, a 1 e 5% de probabilidade de erro (SAEG, 1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observa-se, no Quadro 1, que a temperatura do esgoto se manteve estável ao longo da faixa de tratamento, o que era esperado, devido à presença de cobertura vegetal e os valores de pH ao longo da faixa praticamente não variaram, mantendo-se entre 6,6 e 7,3, o que atende às recomendações da FAO 47 (PESCOD, 1992) para uso de águas residuárias de origem doméstica na irrigação.

Houve uma queda de 12,1% na CE no efluente quando comparado ao afluente, correspondente às concentrações de 642 e 564 µS.cm⁻¹ ao longo da faixa até 18 m (Quadro 1). De acordo com esse resultado, o esgoto antes e depois do tratamento pode ser classificado como água com salinidade média – C2 (CE entre 250 e 750 µS.cm⁻¹, a 25 °C), podendo ser utilizado na fertirrigação de culturas com moderada tolerância aos sais, na maioria dos casos sem práticas especiais de controle da salinidade (Bernardo et al., 2006). A

condutividade elétrica tendeu, inicialmente, nos primeiros 4 m, a aumentar e, posteriormente, a diminuir até 18 m da faixa. Tal fato, deve-se à retenção de íons no solo e, provavelmente, à absorção pelas plantas.

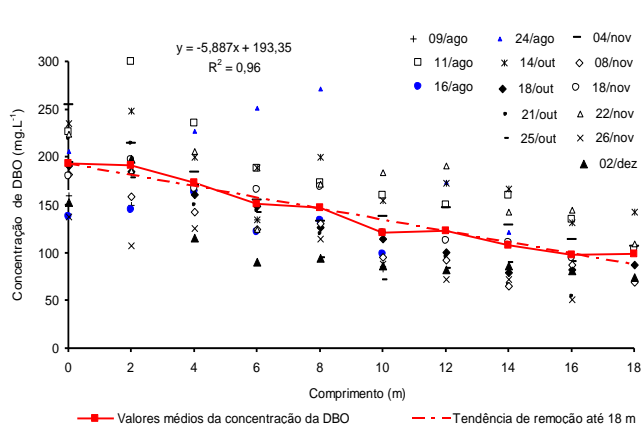
Quadro 1 – Valores médios e desvio padrão das características físicas e químicas do efluente do tanque séptico e ao longo a faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Indicadores avaliados	Unidade	Efluente do tanque séptico	Pontos de coletas do esgoto ao longo da faixa de tratamento								
			2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
Temperatura	°C	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0
pH		6,6 ± 0,1 ^a	6,9 ± 0,1 ^b	7,0 ± 0,1 ^c	7,0 ± 0,2 ^c	7,1 ± 0,2 ^c	7,1 ± 0,3 ^c	7,0 ± 0,2 ^c	7,1 ± 0,1 ^c	7,1 ± 0,1 ^c	7,3 ± 0,1 ^d
Variação		-	6,6 – 7,3								
CE	µS.cm ⁻¹	642 ± 65 ^a	645 ± 60 ^a	651 ± 61 ^a	633 ± 55 ^a	620 ± 46 ^a	602 ± 38 ^b	595 ± 55 ^b	586 ± 51 ^b	582 ± 44 ^b	564 ± 38 ^b
Eficiência (%)		-	12,1								
DBO	mg.L ⁻¹	193 ± 37 ^a	191 ± 47 ^a	173 ± 35 ^a	151 ± 39 ^b	147 ± 47 ^b	121 ± 38 ^c	123 ± 42 ^c	108 ± 36 ^c	97 ± 31 ^c	99 ± 25 ^c
Eficiência (%)		-	48,7								
DQO	mg.L ⁻¹	416 ± 74 ^a	383 ± 83 ^a	330 ± 90 ^b	312 ± 114 ^b	288 ± 118 ^b	250 ± 87 ^c	201 ± 54 ^c	194 ± 58 ^c	178 ± 46 ^c	177 ± 26 ^c
Eficiência (%)		-	57,3								
Nitrogênio	mg.L ⁻¹	43,0 ± 4,0 ^a	42,4 ± 6,8 ^a	41,1 ± 6,9 ^a	38,5 ± 5,7 ^a	38,4 ± 7,7 ^a	33,9 ± 7,7 ^b	32,8 ± 8,6 ^b	31,9 ± 10,9 ^b	28,8 ± 8,9 ^b	26 ± 7 ^b
Eficiência (%)		-	39,2								
Fósforo total	mg.L ⁻¹	6,0 ± 1,1 ^a	6,4 ± 1,3 ^a	6,0 ± 1,3 ^a	5,7 ± 1,2 ^a	5,7 ± 1,2 ^a	5,2 ± 1,1 ^a	5,5 ± 1,0 ^a	5,5 ± 1,0 ^a	5,5 ± 1,3 ^a	5,4 ± 1,6 ^a
Eficiência (%)		-	10,4								
Sódio	mg.L ⁻¹	40,9 ± 7,3 ^a	40,5 ± 5,6 ^a	40,9 ± 6,1 ^a	41,3 ± 7,3 ^a	39,1 ± 7,8 ^a	38,3 ± 6,5 ^a	38,8 ± 5,3 ^a	39,6 ± 6,1 ^a	41,1 ± 6,7 ^b	41,1 ± 6,1 ^b
Eficiência (%)		-	- 0,4								

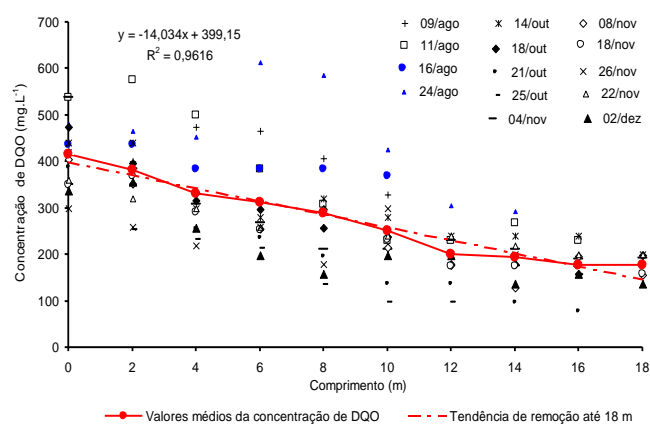
Nota: Letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre os tratamentos (pontos de coleta do esgoto ao longo da faixa de tratamento), em nível de significância de 5%, pelo teste de Scott-Knott.

A DBO no efluente da faixa de tratamento por escoamento superficial foi reduzida em 48,7%, correspondente à concentração média do efluente, de 99 mg.L⁻¹ e a DQO foi de 57,3%, correspondente à concentração média do efluente, de 177 mg.L⁻¹, até 18 m de comprimento da faixa (Quadro 1). Para a mesma taxa de aplicação, estes valores foram superiores aos citados por Loures et al. (2002) e inferiores aos citados por Coraucci Filho (1991) e Fonseca (2000). A oscilação nesses resultados apresentados deve-se às características da carga orgânica, às condições edafoclimáticas, diferenciadas para cada região, e principalmente ao comprimento da faixa.

Verifica-se, nas Figuras 2a e 2b, que houve tendência de a eficiência de remoção da matéria orgânica, DBO e DQO, respectivamente, aumentar com o comprimento da faixa de tratamento.



(2a)



(2b)

Figura 2 – (2a) Variação da concentração de DBO e (2b) variação da concentração de DQO do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

A eficiência baixa na remoção de DBO e DQO, em determinadas datas, deve-se à variabilidade da concentração do efluente aplicado, bem como às condições operacionais. O sistema foi projetado para o comprimento de faixa de 18 m e implantado em faixas com comprimento de 25 m. Espera-se que ao longo do tempo, com a formação do filme biológico em toda a extensão da faixa e a redução da infiltração de água no solo, o efluente atingirá o final da faixa com melhores eficiências de remoção de material orgânico, devido ao maior tempo de detenção do esgoto no solo.

Os resultados médios obtidos (Quadro 1), não atenderam aos padrões de lançamento de efluentes nos corpos receptores de água no Estado de Minas Gerais, deliberação do COPAM nº 010/86, em termos de DQO e DBO, respectivamente, caso fosse considerado o lançamento do efluente no ribeirão São Bartolomeu. Torna-se importante ressaltar que essas eficiências encontradas se referem a valores médios e não-pontuais. Entretanto, para momentos pontuais (Figuras 2a e 2b), o sistema é eficiente em atender à deliberação normativa vigente no Estado de Minas Gerais, Brasil.

A concentração de nitrogênio no efluente da faixa foi reduzida em 39,2%, correspondente a uma variação na concentração média de nitrogênio do afluente de 43,0 para 26,1 mg.L⁻¹ até 18 m de faixa (Quadro 1). Ressalta-se, no entanto, que o experimento foi realizado na primavera.

Os valores citados por Loures et al. (2002) estão muito próximos aos encontrados nesta pesquisa. A mesma autora cita que Campos (1999) obteve valores no intervalo de 60 a 90% e no sistema de tratamento de efluente de lagoa, localizado em Utica, Mississipi, EUA, a eficiência de remoção de nitrogênio diminuiu de 90%, nos meses de primavera e verão, para menos de 80%, durante o inverno. No sistema de tratamento de efluentes primário e secundário em Hanover, New Hampshire, EUA, esta eficiência abaixou para cerca de 30% durante o inverno.

Estas divergências de resultados quanto à reduzida eficiência de remoção de nitrogênio podem ser atribuídas às condições edafoclimáticas diferentes de cada região. A baixa temperatura do município de Viçosa pode ter contribuído para a diminuição da taxa biológica de nitrificação-desnitrificação, bem como para a redução da absorção de nitrogênio pela planta, devido à redução no desenvolvimento vegetativo da cultura (EPA, 1981).

O valor médio da concentração de nitrogênio obtido nesta pesquisa, de 38,4 mg.L⁻¹, foi superior a 30,0 mg.L⁻¹, recomendado por Metcalf e Eddy (2003). Logo, se o efluente for lançado em corpos de água, pode, ainda, contribuir para o crescimento de algas e, conseqüentemente, propiciar a eutrofização do corpo receptor. Entretanto, para momentos pontuais o sistema é eficiente em atender às recomendações de Metcalf e Eddy (2003), conforme representado na Figura 3.

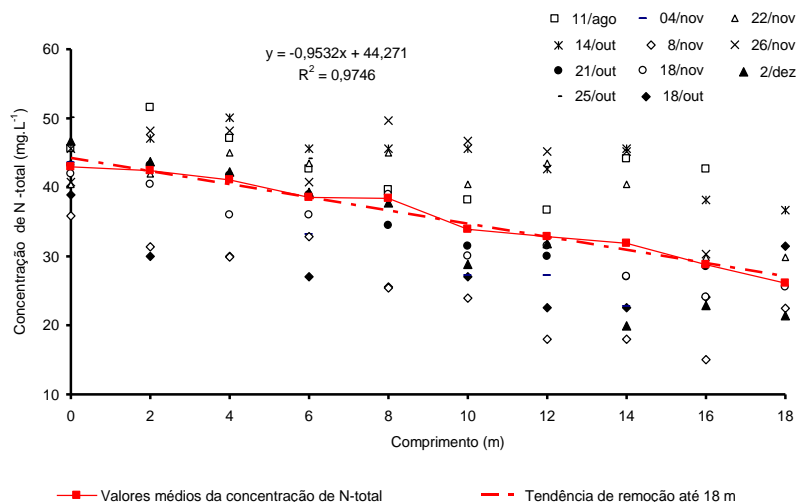


Figura 3 – Variação da concentração de nitrogênio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Avaliando os dados apresentados na Figura 3, verificou-se que há tendência de a eficiência de remoção de nitrogênio aumentar com o comprimento da faixa de tratamento. Faixas maiores poderia remover maior quantidade de N da água residuária.

A concentração de fósforo no efluente da faixa de tratamento foi reduzida em 10,4%, correspondente à concentração média de fósforo do efluente de 5,4 mg.L⁻¹ até 18 m de faixa (Quadro 1). Os valores citados por Loures et al. (2006) foram muito próximos aos encontrados nesta pesquisa inferiores aos encontrados por Wightman et al. (1983) e Coraucci Filho (1991). Verificou-se que há uma tendência de a eficiência de remoção de fósforo aumentar com o comprimento da faixa de tratamento, sendo maior sua concentração nos primeiros 2 m de faixa.

A concentração de sódio no efluente da faixa foi acrescida de 0,4%, correspondente à concentração média de sódio do afluente de 40,9 e efluente de 41,1 mg.L⁻¹ até 18 m de comprimento da faixa (Quadro 1).

Os valores das concentrações encontrados divergem dos citados por Loures et al. (2005), tal fato deve-se, provavelmente, ao tipo de solo de cada experimento, considerando que no experimento de Loures et al. (2005) foi aplicado esgoto em ARGISSOLO, enquanto nesta pesquisa o solo utilizado foi um CAMBISSOLO.

Na Figura 4 verificou-se que há tendência de se manter constante a concentração de sódio ao longo da faixa de tratamento, o que pode ser explicado pelo fato de o sódio não estar sendo adsorvido nos sítios de carga negativa dos colóides minerais e orgânicos do solo, e, após atingir a saturação do complexo de troca com íons diversos, os cátions de sódio, provavelmente, permanecem na água residuária em tratamento que escoar na faixa ou parte pode ser absorvido pela planta.

Observa-se que nos primeiros 6 m da faixa, com a aplicação contínua do esgoto, há tendência de aumento da concentração de sais no solo. Recomenda-se que a aplicação de esgoto deverá ser alternada nas faixas de tratamento, para que, em longo do prazo, os sais acumulados possam ser removidos por lixiviação ou preferencialmente por absorção pelas plantas, para evitar seu acúmulo e concentração em níveis que dificultem o funcionamento do sistema depurador do esgoto.

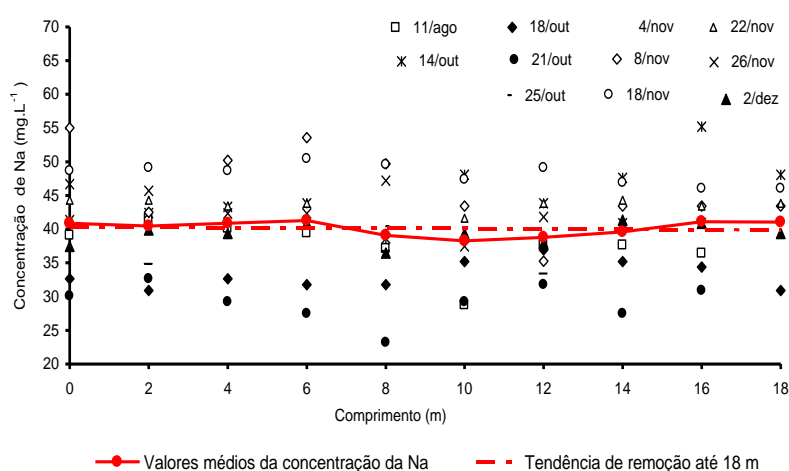


Figura 4 – Variação da concentração de sódio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

CONCLUSÕES

O método do escoamento superficial implantado após unidade de tanque séptico foi relativamente eficiente na remoção de material orgânico e nutrientes, quando implantado em solo da classe CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico.

O monitoramento da concentração de sódio no solo é importante, do ponto de vista operacional, em uma ETE por escoamento superficial.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA e o Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - UFV, pelo apoio e acompanhamento do projeto de pesquisa e o CNPq pelo financiamento do presente estudo.

REFERÊNCIAS

- Standard methods for the examination of water and wastewater (2001). 19th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington DC, USA.
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MONTOVALNI, E. C. (2006). Manual de irrigação. 8th edn, editora UFV, MG.
- CAMPOS, J. R. (Coord.). (1999). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Rio de Janeiro.
- CERQUEIRA, R. SANDOVAL. (2004). Pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia por escoamento superficial no solo. DS Dissertação, Universidade Estadual de Campinas.
- CORAUCCI FILHO, B. (1991). Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial. PhD Tese, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- DAVIS, A. P.; WILSON, H. M. (1964). Irrigation engineering. 7th edn, John Wiley e Sons London, pp. 27-33.

Deliberação Normativa da Comissão de Política Ambiental – COPAM N.º 010, (1986). Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de água, e dá outras providências. Brasília.

FATTA, D.; KYTHREOTOU, N. (2005). Wastewater as valuable water resource-concerns, constraints and requirements related to reclamation, recycling, and reuse. IWA International conference on water economics, and finance. Rethymno, Greece, pp. 8-11.

FONSECA, S. P. P. (2000). Avaliação do tratamento e esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o campim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.). MS Dissertação, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. (2001). Soil alterations in an overland flow domestic sewage unit treatment. Environment and the Water – Competitive use and conservation strategies for water and natural resources. ABIRD; ICID-CIID, Fortaleza, Brasil, pp. 216-224.

FONSECA, S. P. P. (2007). Avaliação de uma estação de tratamento e esgoto doméstico por escoamento superficial. DS Tese, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; OLIVEIRA, R. A.; FONSECA, S. P. P. (2002). Qualitative parameters in overland flow systems for domestic wastewater treatment: prediction equations. 5th Inter-regional conference on environment and water, IER/ETS. Burkina Faso, África, pp. 392-401.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; CECON, P. R. (2005). Concentrações de sódio e potássio em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. Revista Engenharia na Agricultura, 13 (4), 231-239.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. (2006). Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 10, 706-714.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. (2003). Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: FONSECA, S. P. P. (ed.). 3th Encontro de preservação de mananciais da Zona da Mata Mineira. ABES MG/UFV-DEA/ABAS MG, pp. 25-80.

MELO, J. L. S.; LIMA, A. M.; SOUZA MELO, H. N.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M. (2000). Avaliação da remoção dos macronutrientes sódio, potássio, cálcio e magnésio em disposição controlada em solo. 27th Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. AIDIS, Porto Alegre: [s.n.], CD-ROM.

METCALF E EDDY. (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse. 4rd edn. McGraw-Hill, New York, Associação Brasileira de Norma Técnica. NBR 7229: Fossa séptica. (1993). Rio de Janeiro, Brasil.

PAGANINI, W. S. (1997). Disposição de esgotos no solo (escoamento superficial). AESABESP, São Paulo. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA N.º. 357. (2005), Brasília, Brasil.

SCOTT, T.; FULTON, P. Removal of pollutants in the overland flow (grass filtration) system. 22th International conference on developments in land methods of wastewater treatment and utilization (1978). IAWPRC, Melbourne.

Sistema de análise estatística e genética - SAEG (1999). Universidade Federal de Viçosa, MG.

U. S. Environmental Protection Agency – EPA. Process design manual: Land treatment of municipal wastewater. (1981). Department of the Interior, Washington.

WIGHTMAN, D.; GEORGE, D. B.; ZIRSCHCY, J. H.; FILIP, D. S. (1983). High-rate overland flow. Water Res., 17(11), 1679-1690.