



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS



**TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO DOMÉSTICO SEGUIDO POR
FILTRO INTERMITENTE DE AREIA PARA USO NA AGRICULTURA**

MARIA LUCIANA DIAS DE LUNA

CAMPINA GRANDE/PB

Fevereiro/2014

MARIA LUCIANA DIAS DE LUNA

**TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO DOMÉSTICO SEGUIDO POR
FILTRO INTERMITENTE DE AREIA PARA USO NA AGRICULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento as exigências para obtenção do título de Doutor.

Área de Concentração:

Processos Ambientais

Orientadores:

Profº Dr José Tavares de Sousa

Profª Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima

CAMPINA GRANDE/PB

Fevereiro/2014

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

L961t Luna, Maria Luciana Dias de.
Tratamento anaeróbio de esgoto doméstico seguido por filtro intermitente de areia para uso na agricultura / Maria Luciana Dias de Luna.
– Campina Grande, 2014.
110 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2014.

"Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Profª. Drª. Vera Lúcia Antunes de Lima."

Referências.

1. Filtros de Areia em Regime de Fluxo Intermitente. 2. Nitrificação.
3. Tecnologia Sustentável. 4. Reúso Agrícola. I. Sousa, José Tavares de.
II. Lima, Vera Lúcia Antunes de. III. Título.

CDU 628.16.1(043)

MARIA LUCIANA DIAS DE LUNA

**TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO DOMÉSTICO SEGUIDO POR
FILTRO INTERMITENTE DE AREIA PARA USO NA AGRICULTURA**

APROVADA EM: 07.02.2014

BANCA EXAMINADORA

Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

Centro de Ciências e Tecnologia – CCT
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Dra. VERA LÚCIA ANTUNES DE LIMA

Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Dr. HOWARD WILLIAM PEARSON

Professor Visitante – DCT/CNPq/UEPB
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Dr. VALDERI DUARTE LEITE

Centro de Ciências e Tecnologia – CCT
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Dr. JOSÉ DANTAS NETO

Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Dra. ANNEMARIE KONIG

Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

A Deus toda honra e toda a Glória!

AGRADECIMENTOS

A Deus por me dar forças para vencer todos os obstáculos dessa longa caminhada e me conceder a benção de mais uma vitória em minha vida;

A toda a minha família pelo apoio, incentivo e principalmente, por nunca me deixar desanimar diante das dificuldades ao longo do caminho;

Ao meu esposo George, amigo e companheiro de todas as horas, que pacientemente compartilhou momentos de alegrias e tristezas;

Ao meu orientador, Professor Tavares, pela confiança, paciência e disponibilidade sempre que precisei de suas orientações;

A minha coorientadora Vera Lúcia, que sempre esteve disposta a me ajudar, mesmo diante de tantos compromissos;

Ao Sr. Marconi, funcionário da EXTRABES, que sempre esteve à disposição durante todo o período experimental;

A todos os amigos da turma do doutorado por tantos momentos especiais vivenciados juntos;

A amiga Anna Mitchielle presença constante em todos os momentos do doutorado;

A todos os amigos da EXTRABES, em especial a Laise, Wilza, Tércio, Fábio e Leonardo que dividiram comigo horas de trabalho no laboratório;

A UFCG, através do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, em especial ao coordenador Gesinaldo Ataíde Cândido, à secretária Cleide dos Santos e ao corpo docente que com seriedade e competência fazem deste programa, uma excelência nacional;

Aos professores José Dantas, Annemarie König, Valderi Duarte e Howard William, componentes da banca examinadora por aceitarem o convite em participar e contribuir com esta tese;

A CAPES pela concessão da bolsa de pesquisa.

SUMÁRIO

Lista de figuras

Lista de tabelas

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos

1.	Introdução.....	01
2.	Objetivos.....	05
2.1	Objetivo geral.....	05
2.2	Objetivos específicos.....	05
3.	Revisão Bibliográfica.....	06
3.1	Saneamento em pequenas comunidades.....	06
3.2	Saneamento e saúde pública.....	07
3.3	Sistemas anaeróbios.....	12
3.4	Sistemas aeróbios.....	13
3.5	Sistemas combinados anaeróbio/aeróbio no tratamento de esgotos sanitários.....	15
3.6	Filtros aeróbios de areia intermitentes.....	16
3.6.1	Mecanismo de funcionamento dos filtros aeróbios de areia em regime de fluxo intermitente.....	17
3.6.2	Aspectos construtivos de filtros intermitentes e profundidade do leito de areia.....	18
3.6.3	Período de repouso e frequência de dosagem nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	19
3.6.4	Biofilme nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	20
3.6.5	Processo de colmatação nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	21
3.6.6	Taxa de aplicação nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	24
3.7	Reúso de águas residuárias na agricultura.....	25
4.	Material e Métodos.....	31
4.1	Caracterização e local da pesquisa.....	31
4.2	Descrição geral dos sistemas experimentais.....	33

4.2.1	Sistema experimental 1 – filtros de areia em regime de fluxo intermitente tratando efluente de tanque séptico.....	33
4.2.2	Sistema experimental 2 – filtros de areia em regime de fluxo intermitente tratando efluente de reator UASB.....	37
4.3	Detalhes operacionais dos sistemas experimentais 1 e 2.....	39
4.4	Métodos analíticos utilizados na realização das análises dos sistemas experimentais 1 e 2.....	40
4.5	Análise estatística utilizada para os sistemas experimentais 1 e 2.	41
5.	Resultados e discussão.....	43
5.1	Sistema experimental 1 – filtros de areia em regime intermitente tratando efluente de tanque séptico.....	43
5.1.1	Parâmetros físico-químicos.....	43
5.1.1.1	pH.....	43
5.1.1.2	Alcalinidade total.....	45
5.1.1.3	Demanda química de oxigênio	46
5.1.1.4	Demanda química de oxigênio filtrada.....	48
5.1.1.5	Sólidos suspensos totais.....	49
5.1.2	Nutrientes.....	51
5.1.2.1	Compostos nitrogenados.....	52
5.1.2.2	Fósforo total e ortofosfato solúvel.....	56
5.1.3	Parâmetros microbiológicos.....	59
5.1.3.1	Coliformes termotolerantes.....	59
5.1.3.2	Ovos de helmintos.....	61
5.1.4	Análise de variância (ANOVA).....	63
5.2	Sistema experimental 2 – filtros de areia em regime intermitente tratando efluente de reator UASB.....	64
5.2.1	Parâmetros físico-químicos.....	64
5.2.1.1	pH.....	64
5.2.1.2	Alcalinidade total.....	66
5.2.1.3	Demanda química de oxigênio.....	67
5.2.1.4	Sólidos suspensos totais e voláteis.....	69
5.2.2	Nutrientes.....	71
5.2.2.1	Compostos nitrogenados.....	71

5.2.2.2	Fósforo total e ortofosfato solúvel.....	75
5.2.3	Parâmetros microbiológicos.....	77
5.2.3.1	Coliformes termotolerantes.....	77
5.2.3.2	Ovos de helmintos.....	79
5.2.4	Análise de variância (ANOVA).....	80
6.	Conclusões.....	82
7.	Recomendações.....	84
8.	Referências bibliográficas.....	85
9.	Apêndice.....	104

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Vista de diferentes ângulos das instalações da pesquisa.....	32
FIGURA 2	Esquema geral dos sistemas experimentais de tratamento de esgoto doméstico.....	32
FIGURA 3	Esquema do sistema experimental 1, constituído por tanque séptico e filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	34
FIGURA 4	Corte lateral dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	35
FIGURA 5	Esquema do sistema experimental 2 constituído por reator UASB e filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	37
FIGURA 6	Posicionamento da tubulação de aeração no interior dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	38
FIGURA 7	Valores de pH no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	44
FIGURA 8	Valores da concentração da alcalinidade total no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	46
FIGURA 9	Valores de DQO bruta no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período experimental.....	47
FIGURA 10	Valores de DQO filtrada no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	48
FIGURA 11	Valores de sólidos suspensos totais no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	49

FIGURA 12	Valores de turbidez no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período experimental.....	51
FIGURA 13	Valores de NTK no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	52
FIGURA 14	Valores de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	53
FIGURA 15	Valores de nitrito no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	54
FIGURA 16	Comportamento das concentrações de nitrato no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2 durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	55
FIGURA 17	Comportamento das concentrações de fósforo total no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2 durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	57
FIGURA 18	Comportamento das concentrações de ortofosfato solúvel no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.....	58
FIGURA 19	Valores de pH no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante o período de avaliação ..	65
FIGURA 20	Valores das concentrações da alcalinidade total no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante o período de abril de 2010 a junho de 2012.....	66
FIGURA 21	Valores das concentrações de DQO bruta (A) e DQO filtrada (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.....	67

FIGURA 22	Valores dos SST (A) e SSV (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3.....	69
FIGURA 23	Valores das concentrações de N-NTK (A) e N-NH ₄ ⁺ (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros durante a pesquisa.....	71
FIGURA 24	Valores das concentrações de N-NO ₂ ⁺ (A) e N-NO ₃ ⁻ (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.....	73
FIGURA 25	Valores das concentrações de fósforo total (A) e ortofosfato solúvel (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.....	75

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Diretrizes da WHO (2006) para o uso agrícola de esgotos sanitários.....	29
TABELA 2	Composição da areia utilizada nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	35
TABELA 3	Detalhes operacionais do tanque séptico e dos filtros de areia intermitentes.....	39
TABELA 4	Detalhes operacionais do reator UASB e dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	40
TABELA 5	Variáveis analisadas nos sistemas experimentais 1 e 2.....	41
TABELA 6	Dados referentes às concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2.....	60
TABELA 7	Dados referentes às concentrações de ovos de helmintos no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e dos filtros intermitentes.....	62
TABELA 8	Análise de variância (ANOVA) realizada nos efluentes dos filtros em paralelo 1 (1 metro de profundidade) e 2 (0,5 metro de profundidade).....	63
TABELA 9	Dados referentes às concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	78
TABELA 10	Dados referentes às concentrações de ovos de helmintos no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.....	79
TABELA 11	Análise de variância realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros intermitentes em paralelo 1 e 2.....	80
TABELA 12	Análise de variância realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros em série 2 e 3..	81

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AT	Alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)
CAGEPA	Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E UASB	Efluente UASB
EB	Esgoto Bruto
EF1	Efluente Filtro 1
EF2	Efluente Filtro 2
EF3	Efluente Filtro 3
ETS	Efluente Tanque Séptico
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
FAINT	Filtro de Areia Intermitente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NBR	Associação Brasileira de Normas Técnicas
N-NH ₄	Nitrogênio Amoniacal ($\text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$)
N-NO ₂	Nitrito ($\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$)
N-NO ₃	Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)
N-NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl ($\text{mgN-NTK} \cdot \text{L}^{-1}$)
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OMS	Organização Mundial de Saúde
P	Fósforo ($\text{mgP} \cdot \text{L}^{-1}$)
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios
P-PO ₄ ⁻³	Ortofosfato Solúvel ($\text{mg P-PO}_4 \cdot \text{L}^{-1}$)
PVC	Cloreto de Polivinila
Q1	Quartil 1

Q3	Quartil 3
SST	Sólidos Suspensos Totais (mgSST.L ⁻¹)
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis (mgSSV.L ⁻¹)
SWBH	Safer Water for Better Health
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization
YLL	Years Lived with Disability

RESUMO

A necessidade de tratamento de esgoto torna-se evidente para a minimização de cargas poluidoras, como também para preservação dos ecossistemas aquáticos, favorecendo seus mais diversos usos. Para a realização da pesquisa foram desenvolvidos dois sistemas experimentais com o objetivo de avaliar o desempenho de filtros de areia em regime de fluxo intermitente. O sistema experimental 1 era composto por tanque séptico, constituído por três câmaras com defletores longitudinais na primeira câmara e tanque de equilíbrio integrado a câmara 3. Após o tanque séptico foram construídos dois filtros de areia intermitentes que operaram em paralelo com área superficial de 1,94 m² cada, profundidade de areia de 1m no filtro 1 e 0,5m no filtro 2. Os filtros eram alimentados com efluente do tanque séptico através de sistema de sifão por 5 minutos a cada três horas (8 ciclos por dia). O sistema experimental 2 era composto por reator UASB, tanque de equilíbrio e, em seguida, três filtros intermitentes sendo dois dispostos em paralelo e um em série, cada um com profundidade de areia de 0,5 m. A alimentação do sistema acontecia através de bomba dosadora instalada no tanque de equilíbrio para distribuição do afluente a cada três horas durante 3 minutos para os filtros de areia intermitentes. Foram avaliados os parâmetros físico-químicos, a eficiência de nitrificação e a qualidade sanitária. A eficiência de nitrificação nos filtros em paralelo do sistema experimental 1 foi de 78% e 86%, nos filtros 1 e 2, respectivamente, enquanto que para o sistema 2, a eficiência nos filtros em paralelo foi de 51% e 52%, e de 62% no filtro em série. A eficiência média de remoção de DQO total no efluente dos filtros do sistema experimental 1 foi de 76% e 80%. Para os sólidos suspensos totais, a eficiência de remoção foi de 70% no filtro 1 e de 86% no filtro 2. No sistema experimental 2, a eficiência de remoção de DQO total foi de 53% nos filtros em paralelo e de 59% no filtro em série. Para os sólidos suspensos totais, a eficiência de remoção foi de 44% no filtro 1, 34% no filtro 2 e 74% no filtro 3. A remoção de fósforo, no sistema experimental 1 foi de 16% no filtro 1 e de 33% no filtro 2. No sistema experimental 2, a remoção foi de 16% no filtro 1, e 50% nos filtros 2 e 3. Apesar da baixa eficiência de remoção de fósforo, o efluente gerado pelos filtros dos dois sistemas pode ser utilizado na agricultura, contribuindo para minimizar os gastos com adubos industrializados. Os filtros intermitentes, produziram efluentes isentos de ovos de helmintos atendendo as recomendações da Organização Mundial de Saúde para reúso irrestrito na agricultura, no que se refere a este parâmetro. Os valores médios de coliformes termotolerantes no efluente dos filtros dos dois experimentos apresentaram valores entre 10⁴ e 10⁵ UFC.100mL⁻¹.

Palavras chave: filtros de areia em regime de fluxo intermitente, nitrificação, tecnologia sustentável, reúso agrícola.

ABSTRACT

The need for sewage treatment becomes evident to the minimization of pollution loads, as well as for preservation of aquatic ecosystems, favouring its most diverse uses. For the realization of the research were developed two experimental systems with the objective of evaluating the performance of sand filters in intermittent flow regime. The experimental system 1 was composed of septic tank, consisting of three chambers with longitudinal deflectors on first Board and integrated balance tank the camera 3. After the septic tank were built two intermittent sand filters which operated in parallel with surface area of 1.94 m² each, depth of 1 m in sand filter 1 and 0, 5 m 2 filter. The filters were fed with septic tank effluent through siphon system for 5 minutes every three hours (8 cycles per day). The experimental system 2 was composed of UASB reactor, equilibrium tank and then three intermittent filters being two arranged in parallel and in series, each with sand depth of 0.5 m. System power happens through pump installed on the balance tank for influent distribution every three hours during 3 minutes for intermittent sand filters. We evaluated the physical and chemical parameters, nitrification efficiency and sanitary quality. The efficiency of nitrification filters in parallel experimental system 1 was 78% and 86%, in the filters 1 and 2, respectively, while for the 2 system, the efficiency in the filters in parallel was 51% and 52%, 62% and in the filter. The average efficiency of COD removal total in the effluent of the experimental system 1 filters was 76% and 80%. For total suspended solids removal efficiency was 70% in the filter 1 and filter 2 86%. In the experimental system 2, the efficiency of COD removal total was 53% in the filters in parallel and 59% in the filter in series. For total suspended solids removal efficiency was 44% in the filter 1, filter 2 and 34% 74% in the filter 3. The removal of phosphorus in the experimental system was 1 of 16% and 33% 1 filter in the filter 2. In the experimental system 2, the removal was 16% in 1 filter, and 50% in 2 and 3. Despite the low phosphorus removal efficiency, the effluent generated by the filters of both systems can be used in agriculture, contributing to minimize spending on industrial fertilizers. Intermittent filters, produced wastewater free of eggs of helminths in view of the recommendations of the World Health Organization for unrestricted reuse in agriculture, with regard to this parameter. The average values of termotolerantes coliforms in the effluent of the filters of two experiments presented values between 10⁴ and 10⁵ CFU. 100 mL⁻¹.

Key words: sand filters in intermittent flow regime, nitrification, sustainable technology, agricultural reuse.

1. INTRODUÇÃO

Diante da precariedade das condições de escassez de recursos hídricos enfrentadas na atualidade, o uso sustentável da água apresenta-se como um dos grandes desafios a serem enfrentados tanto por países desenvolvidos, quanto por países em desenvolvimento. As ações nacionais devem ser voltadas para o aproveitamento mais adequado da água, de forma a favorecer sua conservação e estimular o emprego de técnicas de tratamento e recuperação mais eficientes, paralelo à busca pela disseminação de políticas públicas que favoreçam o acesso de milhões de pessoas à água tratada (DOCUMENTO DE CONTRIBUIÇÃO BRASILEIRA À CONFERÊNCIA RIO+20, 2011).

O Nordeste brasileiro sofre com os efeitos frequentes de prolongadas estiagens, com sérias consequências para a população. Na região semiárida, os recursos hídricos superficiais, em particular os próximos aos centros urbanos e periurbanos, vêm experimentando um acelerado processo de degradação, em consequência do acentuado crescimento populacional, da precariedade das condições sanitárias e do aparecimento de pequenas indústrias e de cinturões verdes fertirrigados. Para melhores condições de vida da população local é necessário ações básicas de saneamento, de políticas de preservação e educação ambiental, de planejamento da oferta de água e da orientação no tratamento preventivo e curativo de doenças de veiculação hídrica.

As comunidades difusas enfrentam dificuldades constantes relacionadas à falta de tratamento de esgotos sanitários e a escassez de água. Essas comunidades constituem grupos expostos a vários problemas, destacando-se entre eles os problemas de saúde pública, decorrentes de organismos patogênicos presentes nos esgotos sanitários. Associada a essa problemática, a diminuição dos recursos naturais ocasiona a falta de emprego local, contribuindo para o abandono das áreas agrícolas, gerando assim o processo do êxodo rural.

A importância do saneamento e da oferta de água tratada para a saúde e o bem-estar humano é reconhecida, porém, a questão crítica é como acelerar

o progresso rumo a alcançar a universalização dos serviços de saneamento e abastecimento de água, uma vez que o Brasil ainda está longe de alcançá-la devido às desigualdades sociais existentes.

Atualmente, o brasileiro consome em média 163 litros de água por dia, enquanto que no Nordeste do Brasil, esse valor diminui para aproximadamente 120 litros por dia e geralmente, 80% dessa água consumida transforma-se em esgoto. Segundo o Ministério das Cidades, apenas 48% da população brasileira está conectada a rede de esgoto, e em relação ao esgoto coletado, apenas 37% recebe algum tipo de tratamento. Os índices de atendimento por redes de água são altos nas áreas urbanas, com uma média nacional de 92,5%. A região Sudeste, a mais populosa do país por ter começado o processo de industrialização primeiro, tem a rede mais bem preparada, com cobertura de 96,6%. A segunda região mais populosa do Brasil, o Nordeste, com seus 53 milhões de habitantes, tem uma cobertura urbana de rede de água de 87,1% (SNIS, 2009).

O lançamento de esgotos sanitários sem o tratamento adequado no meio ambiente causa sérios problemas de ordem sanitária, ecológica, econômica e social para a população. Assim, a necessidade de tratamento de esgoto torna-se evidente para a minimização de cargas poluidoras, como também preservação dos ecossistemas aquáticos, favorecendo seus mais diversos usos (TUNDISI, 2003; VON SPERLING *et al.*, 2009).

O tratamento e disposição adequada dos esgotos sanitários são escassos, mesmo nas grandes cidades, onde existem maiores infraestrutura e recursos financeiros. Populações residentes nas periferias das cidades são as mais prejudicadas pelo destino final dos efluentes sem tratamento adequado, uma vez que ocorre maior incidência de doenças de veiculação hídrica, principalmente as diarreias.

Diante da grande necessidade de atender a falta de serviços de saneamento básico, em especial do tratamento de esgotos no contexto de sua importância para a saúde pública e, conseqüentemente visando minimizar os impactos ambientais decorrentes do seu lançamento "*in natura*" no solo e em corpos hídricos, é necessário o desenvolvimento de tecnologias de baixo custo e de fácil operação para o tratamento de esgoto e que possibilite aumento de renda pelo uso do efluente tratado na irrigação de cultivos agrícolas.

Atualmente, as tecnologias utilizadas pelas companhias de saneamento tornam-se inviáveis para comunidades rurais de baixa renda de regiões semiáridas, tanto pelo alto custo de implantação e manutenção quanto pela grande dispersão populacional nas zonas rurais (BATISTA *et al.*, 2011).

Os sistemas combinados de tratamentos de esgotos sanitários surgem como uma oportunidade para minimizar estas dificuldades, ao mesmo tempo em que recupera o ambiente, elimina os organismos patogênicos disponibilizando água tratada para produção agrícola e contribuindo para a reversão do processo de desequilíbrio na região.

Segundo Van Haandel & Van Der Lubbe (2007), vários sistemas de tratamento de esgotos têm experimentado profundas transformações. Essas transformações buscam melhorias na remoção dos nutrientes presentes nos esgotos sanitários. Dentre os sistemas de tratamento de esgotos, os sistemas conjugados anaeróbio-aeróbios vêm se destacando desde a década de 1980.

A tecnologia de filtros aeróbios em regime de fluxo intermitente tem sido considerada como mais uma alternativa para o polimento de efluentes após tratamento em reator anaeróbio. Além disso, as condições climáticas tropicais favorecem o metabolismo microbiano devido às altas temperaturas acelerando o processo de decomposição da matéria orgânica (PIMENTA, *et al.*, 2005). O uso de filtros de areia em tratamento de esgotos sanitários é uma tecnologia antiga, porém, bastante eficaz, principalmente se aplicada após tratamento anaeróbio. No entanto, há pouca informação sobre o funcionamento desses filtros em países de climas tropicais (PEARSON, *et al.*, 2011).

A necessidade de medidas mitigadoras para os problemas relacionados com a escassez da água é clara. Uma das alternativas mais adequadas para conservação e preservação dos mananciais de água destinados ao consumo humano e para manter as atividades agrícolas é o reúso. O uso de esgotos sanitários na agricultura é uma prática antiga que vem se destacando cada vez mais com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade.

A irrigação usa aproximadamente 70% das águas retiradas do sistema global de rios, lagos e mananciais subterrâneos. Diante disso, a utilização de águas residuárias na agricultura irrigada pode ser uma forma de controle da poluição, aumento da disponibilidade hídrica, redução na demanda de fertilizantes para adubação convencional apresentando assim, benefícios

econômicos, sociais e ambientais podendo contribuir para melhoria das condições de saúde pública (LIMA, V.L.A. & CHAVES, L.H.G., 2008).

A dificuldade de tratamento de esgotos nas comunidades difusas é notória e geralmente está relacionada ao fato da demanda referir-se apenas a um domicílio que requer uma estrutura que vai atender a um público restrito, diferentemente dos aglomerados urbanos em que uma só estrutura atende a vários usuários.

Portanto a viabilidade do pós-tratamento de esgoto sanitário em filtros de areia em regime de fluxo intermitente instalados em comunidades difusas pode contribuir para minimizar a escassez dos recursos hídricos com fins não potáveis e conseqüentemente na melhoria da qualidade de vida dessas comunidades difusas no semiárido do Nordeste brasileiro.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o tratamento de esgoto sanitário combinando reatores anaeróbios seguidos por filtros aeróbios de areia em regime de fluxo intermitente (Faint) com a finalidade de produzir efluentes com qualidade sanitária para reúso agrícola.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Investigar o processo anaeróbio (tanque séptico e reator UASB) seguido por filtros aeróbios de areia em regime de fluxo intermitente para o tratamento de esgoto sanitário visando à utilização do efluente final para reúso agrícola;
- Avaliar a qualidade físico-química do efluente, comparando as combinações: Sistema experimental 1 (tanque séptico + filtros aeróbios de areia em regime de fluxo intermitente) e sistema experimental 2 (reator UASB + filtros aeróbios de areia em regime de fluxo intermitente);
- Avaliar a qualidade microbiológica (ovos de helmintos e coliformes termotolerantes) no efluente dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente;
- Avaliar a influência da profundidade dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente em relação à qualidade do efluente final.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – SANEAMENTO EM PEQUENAS COMUNIDADES

A disponibilidade e usos da água na região Nordeste do Brasil, principalmente na região semiárida, continuam a ser uma questão preocupante no que se refere ao seu desenvolvimento. Grandes esforços vêm sendo empreendidos com o objetivo de implementar infraestrutura capazes de disponibilizar água suficiente para garantir o abastecimento humano e animal e viabilizar a irrigação. Mas, apesar de todas essas medidas, esses esforços ainda são insuficientes para resolver os problemas decorrentes da escassez de água, o que faz com que as populações continuem vulneráveis à ocorrência de secas, especialmente quando se trata do uso difuso da água no meio rural.

Apesar das dificuldades, a ampliação e o fortalecimento da infraestrutura hídrica, com uma gestão adequada, são requisitos essenciais para a solução do problema, servindo como elemento básico para minimizar o êxodo rural e promover a interiorização do desenvolvimento.

As áreas difusas no Brasil, que abrigam cerca de 30 milhões de pessoas em 8,8 milhões de domicílios, segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) 2009, são as mais carentes em infraestrutura de saneamento. Apenas 32,8% dos domicílios nas áreas difusas estão ligados a redes de abastecimento de água com ou sem canalização interna.

Comunidades com população em torno de 5000 habitantes tratam seus esgotos em fossas comunitárias sem tratamentos secundários, e os efluentes gerados não atendem as normas estabelecidas para irrigação (WHO, 1989, 2005). O sistema de filtros de areia em regime de fluxo intermitentes com pré-tratamento anaeróbio apresenta-se como mais uma alternativa para produzir efluente de boa qualidade, sendo de fácil instalação e operação com o mínimo de desperdícios via evaporação. A outra vantagem é que o sistema integrado por reatores anaeróbios seguidos por filtros de areia intermitentes pode ser modular, permitindo a integração de componentes adicionais à medida que a população aumenta.

Portanto, diante das dificuldades enfrentadas pelas comunidades difusas, torna-se necessário a implementação de sistemas simples e compactos, a exemplo do pós-tratamento de efluentes anaeróbios em filtros intermitentes, capazes de suprir a necessidade das famílias, uma vez que trata os esgotos gerados pela população, permitindo sua utilização para reúso agrícola, gerando renda e evitando o êxodo rural.

3.2 – SANEAMENTO E SAÚDE PÚBLICA

A Lei nº 11.445/07 firmou o conceito de saneamento básico como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas. Em dezembro de 2008, um documento intitulado "Pacto pelo Saneamento Básico: mais saúde, qualidade de vida e cidadania", cujo propósito foi buscar a adesão e o compromisso de toda a sociedade em relação aos eixos, estratégias e ao processo de elaboração do PLANSAB (Plano Nacional de Saneamento Básico), ingressou-se na fase de elaboração do "Panorama do Saneamento Básico no Brasil".

Em decorrência desse "Pacto pelo Saneamento Básico", o Ministério do Meio Ambiente e o Ministério das Cidades decidiram firmar o "Compromisso pelo Meio Ambiente e Saneamento Básico" que consistiu em conjunto de ações em curso ou a serem estruturadas para atingir metas intermediárias preconizadas pela Lei de Saneamento Básico até o ano de 2020.

Entretanto, a realidade traduzida em um déficit de rede coletora de esgotos de 40,9% (PNAD, 2009) revela o atraso da agenda nacional em saneamento. Os índices de atendimento dos serviços públicos em saneamento básico no Brasil ainda estão distantes da universalização desejada. Segundo o Ministério das Cidades, nos últimos 28 anos foram investidos, só com recursos do FGTS (Fundo de Garantia por Tempo de Serviço), cerca de R\$ 15,7 bilhões em saneamento (água e esgoto) e seriam necessários mais R\$ 178 bilhões nos próximos dezesseis anos, para se atingir índices visando à universalização do acesso.

Desde a década de 1950 até o final do século XX, o investimento em saneamento básico no Brasil ocorreu em períodos específicos, destacando-se as décadas de 70 e 80. Em decorrência disso, o Brasil ainda apresenta uma grande desigualdade e déficit ao acesso a tratamento e coleta de esgoto (LEONETI *et al*, 2011).

O comprometimento dos recursos naturais através da contaminação e degradação dos ecossistemas aumenta em ritmo acelerado, tornando necessário medidas que visem à redução dos impactos ambientais para a obtenção de um desenvolvimento ambiental mais equilibrado para o planeta. Um dos principais fatores responsáveis pela degradação do meio ambiente é a ocupação desordenada da população observada nas grandes cidades, resultando assim na baixa qualidade de vida de seus habitantes.

A incidência de doenças de veiculação hídrica associadas à má qualidade da água consumida por grande parte da população do semiárido, especialmente a que reside nas zonas rurais, e a precariedade ou inexistência de estruturas de tratamento de esgoto, reflete, principalmente, nos indicadores de mortalidade infantil na região. Costa (2009) em pesquisa desenvolvida relacionou a queda significativa de doenças, a exemplo da diarreia, sobre a população infantil de áreas rurais de Pernambuco, após a implantação de sistemas regulares de abastecimento de água ou mesmo de tratamento de água em sistemas simplificados.

Nos países de clima quente as diarreias são mais frequentes durante a estação chuvosa. Tanto as inundações quanto as secas aumentam o risco de ocorrência de doenças, tais como a cólera, giardíase, infecção por shigella, febre tifóide, infecção por *E. coli*, entre outras. No Brasil, as doenças de transmissão feco-oral, especialmente as diarreias, representam em média mais de 80% das doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (IBGE, 2010).

Segundo o Relatório de Gestão dos Problemas Ambientais da Poluição do Brasil citados pelo Banco Mundial em 1998, os problemas ambientais em ordem de importância são: a falta de abastecimento de água potável e a falta de coleta segura de esgotos; a poluição atmosférica, a poluição das águas superficiais em áreas urbanas com impactos visuais, odor e restrição as atividades de lazer; gestão inadequada dos resíduos sólidos aumentando a

proliferação de vetores potenciais de agravo a saúde; e finalmente, a poluição localizada que inclui zonas industriais com baixos níveis de controle da poluição, com impacto na população do entorno e nos sistemas naturais (PHILIPPI JR E MALHEIROS, 2005b).

Para que tais problemas sejam enfrentados, é necessário o estabelecimento de políticas integradas sociais, econômicas, institucionais e ambientais, que busquem maior eficiência dos sistemas de gestão para o desenvolvimento sustentado (RAZZOLINI, GUNTHER, 2008).

Estudos realizados por Sousa, *et al.*, (2008) informam que no Nordeste do Brasil, a inferência de políticas públicas de inclusão social, como acesso a saneamento, educação, programas de planejamento familiar, e de aumento da renda são os meios mais eficazes de reduzir as taxas de mortalidade infantil, e assim melhorar o status de saúde e o bem-estar da população.

Num país como o Brasil, que ainda se caracteriza por diversos e marcantes contrastes sociais, as condições de habitação, principalmente aquelas relacionadas à utilização de serviços básicos de utilidade pública como saneamento básico, não foge à regra. Tais condições caracterizaram-se como um dos principais problemas enfrentados no cotidiano, especialmente no tocante à falta de tratamento dos esgotos sanitários e à disposição final dos resíduos sólidos, expondo as populações locais ao risco de agravos da saúde e contribuindo para a degradação ambiental.

Silva *et. al.*, (2008), afirmam que os investimentos em infraestrutura para países em desenvolvimento sempre têm sido um problema de proporções consideráveis, principalmente na área ambiental. Estes não têm merecido a devida consideração frente às inversões em projetos para desenvolvimento econômico. Em termos do meio ambiente urbano, no caso do Brasil, ainda com notórias deficiências em coberturas de sistemas e redes para o saneamento ambiental, os recursos para investimento não são abundantes, mesmo que sejam bastante conhecidas as repercussões positivas na área de saúde pública. Neste contexto, a hierarquização de investimentos em saneamento ambiental se torna indispensável visando à maximização dos benefícios derivados.

No que concerne às companhias de saneamento, o lançamento de esgoto doméstico bruto em corpos hídricos altera as características naturais da

água, a partir do ponto de lançamento e compromete sua qualidade para consumo humano ou mesmo para uso em atividades agropecuárias e agroindustriais (RIBAS e FORTES NETO, 2008).

Segundo IBGE (2010), de acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada em 2008, 44,8% dos municípios brasileiros não possuíam rede coletora de esgoto e apenas 28,5% desses municípios disponibilizavam de sistema de tratamento de esgoto, gerando condições insalubres para a população exposta e impactando o meio ambiente.

Estudo realizado por Azeredo *et. al.*, (2007) confirma que um dos aspectos importantes na determinação das condições sanitárias da população pesquisada, foi a contaminação dos rios pelos esgotos domésticos. O esgotamento sanitário envolve etapas que devem estar sempre conjugadas. Os esgotos devem ser coletados, tratados e então reintegrados ao ciclo natural ou serem reusados. A quebra desta sequência ocasiona problemas ambientais provocando danos à saúde pública.

Existem muitas informações sobre os efeitos dos recursos hídricos contaminados associados à falta de saneamento sobre a saúde humana (doenças de veiculação hídrica). Essas doenças, na América Latina, África e no Sudoeste da Ásia, matam mais que as demais doenças em conjunto (TUNDISI, 2003). O relatório Safer Water for Better Health (SWBH), publicado pela Organização Mundial da Saúde, informa que 80% de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos dos países em desenvolvimento sejam causados pelo consumo de água contaminada e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa se perde por causa de doenças relacionadas à água contaminadas (Prüss-Üstün *et al.*, 2008).

Segundo Philippi Jr e Malheiros (2005b), a poluição nos corpos hídricos, pelo lançamento de esgotos domésticos que compreendem além da fração residencial, esgotos das atividades econômicas e os resíduos das atividades industriais, geram efluentes com características qualitativas bastantes diversificadas, e dependendo da natureza dos compostos presentes nos efluentes, podem fornecer ao meio hídrico, além de elevadas concentrações de matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados, compostos tóxicos, microrganismos patogênicos, substâncias teratogênicas, mutagênicas e

cancerígenas. No entanto, em esgotos predominantemente domésticos, tais compostos são encontrados eventualmente.

Para Tundisi (2003), a contaminação dos rios urbanos de pequeno porte, com águas não tratadas pode funcionar como pólos de dispersão de doenças de veiculação hídrica direta ou indiretamente. As fontes de poluição, oriundas dos esgotos sanitários, podem transferir ao meio aquático, microrganismos patogênicos como bactérias, vírus, protozoários e helmintos; além de compostos orgânicos, inorgânicos e nutrientes. Essa poluição ocasiona diversos impactos causando prejuízo à saúde pública como também ao meio ambiente.

No Brasil e em outros países de clima quente, as parasitoses intestinais que têm como agentes causais helmintos e protozoários, constituem um sério problema de saúde pública por atingir uma considerável parcela da população, principalmente crianças e pessoas de menor nível sócio econômico (NEVES, 2003). Tais parasitos apresentam grande resistência às condições ambientais e geralmente sua transmissão ocorre por veiculação hídrica ou por alimentos contaminados.

Os resultados de vários estudos apontam para correlação entre as condições de saneamento básico e parasitoses intestinais (FALEIROS, 2004; FONTBONNE, 2001; FERREIRA & ANDRADE, 2005; REGO, 2002). Em trabalhos desenvolvidos por Teixeira, Heller, *et al.*, (2005), Juraszeck e Chaves (2009), verificou-se que as variáveis da pesquisa como abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e presença de vetores demonstraram associação estatística com a presença de doenças diarreicas em crianças.

Avaliando-se as condições higiênico-sanitárias de vegetais e das águas de irrigação em Campinas-SP, Simões *et. al.*, (2001), verificaram que quanto aos parâmetros microbiológicos e parasitológicos, uma contaminação elevada foi evidenciada em cerca de 22,3% e 14,5%, das hortaliças, respectivamente. Quanto ao critério estabelecido pela legislação brasileira, 11,8% das amostras de água de irrigação foram consideradas inadequadas, indicando a importância do monitoramento adequado da água de irrigação para evitar a contaminação de vegetais.

Na realidade, existem dificuldades dos governos em planejar ações para áreas estratégicas e específicas, como por exemplo, a saúde na relação com o saneamento e vice-versa, como também em trabalhar a interface “saúde e ambiente”, na perspectiva de uma compreensão integrada dos problemas que são identificados como responsáveis pelo perfil epidemiológico, pelos riscos ambientais para a saúde e pela baixa qualidade de vida.

3.3 – SISTEMAS ANAERÓBIOS

A digestão anaeróbia é uma das alternativas para o tratamento de resíduos orgânicos, efluentes da agroindústria, esgotos sanitários e dejetos de origem animal. A produção de metano e de efluente estabilizado é importante na digestão anaeróbia podendo ser utilizado como combustível e biofertilizante, respectivamente. O processo anaeróbio teve importantes avanços nas últimas décadas, no conhecimento de seus fundamentos, e na concepção de reatores. Para o tratamento de efluentes industriais com alto teor de matéria orgânica, esses reatores têm sido aplicados em virtude das vantagens técnicas e econômicas. No tratamento anaeróbio, ocorrem elevadas remoções de material orgânico suspenso e solúvel, inclusive substâncias tóxicas, como os fenóis, porém a remoção de nutrientes é baixa (CHERNICHARO, 2007; GERARDI, 2003; METCALF & EDDY, 2003, SPEECE, 1996; VEERESH *et al.*, 2005).

Os sistemas anaeróbios são divididos em sistemas de baixa taxa, tratando efluentes com baixa carga de material orgânico e sistemas de alta taxa, tratando altas cargas orgânicas. Os sistemas de alta taxa destacam-se pela capacidade de reter grande quantidade de biomassa e pela elevada atividade, apesar dos baixos tempos de detenção hidráulica. Dessa forma, consegue-se manter elevado tempo de retenção celular, mesmo com a aplicação de elevadas cargas hidráulicas no sistema. O resultado é a obtenção de reatores compactos, com volumes bastante inferiores aos digestores anaeróbios convencionais, mantendo-se elevado grau de estabilização da matéria orgânica (METCALF & EDDY, 2003).

A fossa séptica foi a primeira unidade idealizada para tratamento de esgoto sanitário e até os dias atuais ainda é a técnica mais empregada na

maioria dos países. No Brasil e em países da África, Ásia e da América Latina, o uso de fossas sépticas é muito grande (INGUNZA *et al.*, 2006), em virtude dos baixos índices de cobertura de rede coletora de esgotos e das vantagens deste tipo de tecnologia, tais como, simplicidade, baixo custo, poucos requisitos para operação e manutenção (PRADHAN *et al.*, 2008; MAUNOIR *et al.*, 2007; AQUINO e CHERNICHARO, 2005), possibilidade de reaproveitamento do efluente (SUMMERFELT e PENNE, 2007) e de retorno dos nutrientes ao solo (BEAL *et al.*, 2005; MONTANGERO e BELEVI, 2007), efluente fácil de ser submetido ao tratamento secundário.

O desempenho dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, conhecidos por reatores UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket, tem sido estudados no Brasil, desde a década de 1970. Uma das características mais importantes dos reatores de manta de lodo é a sua habilidade em desenvolver e manter um lodo de elevada atividade e de excelentes características de sedimentação. O reator UASB consiste numa alternativa de baixo custo no tratamento de esgotos sanitários, proporcionando remoção de aproximadamente 70% de DBO com baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), 5 a 8 horas (ALÉM SOBRINHO; KATO, 1999).

Fatores como baixo custo e simplicidade operacional, baixa produção de sólidos aliados às condições ambientais do Brasil, estimulam o uso de reatores anaeróbios na estabilização de efluentes. Apesar do processo anaeróbio apresentar todas essas vantagens, o pós-tratamento ainda é considerado indispensável, uma vez que organismos patogênicos e nutrientes não são eliminados e o efluente ainda contém sólidos em suspensão e matéria orgânica (FORESTI e TORRENS, 2001; AISSE *et al.*, 2001; GUIMARÃES, 2003; PEREIRA-RAMIREZ., *et al.*, 2001, VELA, 2006).

3.4 – SISTEMAS AERÓBIOS

A degradação biológica de substâncias orgânica de cadeias complexas na presença do oxigênio livre pode ser definida como o processo aeróbio de tratamento de esgoto sanitário. Nesse processo, através de microrganismos,

parte do material orgânico é convertida em produtos finais para produzir energia transformando-se em CO₂ e H₂O (METCALF & EDDY, 2003).

Segundo Bitton (2005), o processo de tratamento aeróbio pode ser dividido em processo com biomassa suspensa (processo de tratamento biológico nos quais os microrganismos são mantidos em suspensão dentro do líquido sem nenhuma estrutura de sustentação) e processo com biomassa aderida (processo no qual os microrganismos, estão aderidos a um meio suporte que pode ser de material sólido natural ou material artificial). Estes processos também são conhecidos como Processos de Leito Fixo (ABREU; ZAIAT, 2008).

A essas duas condições, soma-se uma etapa preliminar de degradação extracelular da matéria orgânica presente sob a forma de macromoléculas não diretamente assimiláveis, graças à excreção de enzimas extracelulares. A matéria solúvel é consumida rapidamente, enquanto que o material coloidal é solubilizado enzimaticamente. O material solubilizado é transferido posteriormente através da membrana celular e convertido em produtos finais. A cada dose aplicada, alguns produtos finais poderão ser transportados para camadas mais inferiores do leito, sendo, eventualmente removidos. Da mesma forma que ocorre com a matéria solúvel e coloidal, os sólidos maiores são processados entre a aplicação das doses (CRITES e TCHOBANOGLOUS, 1998).

A tecnologia de filtros intermitentes de areia tratando efluentes de reatores anaeróbios melhora consideravelmente a qualidade do efluente final. Esses filtros podem ser operados de forma simples, onde o afluente passa uma única vez pelo leito filtrante, ou com recirculação. A recirculação do efluente de reatores anaeróbios melhora a qualidade do efluente final em termos de remoção de qualidade sanitária, podendo alcançar valores de remoção estabelecidos pela WHO (2006). No entanto, para que essa recirculação seja feita, é necessário à construção de novos filtros, tornando o tratamento economicamente mais custoso.

Os sistemas de tratamento aeróbio de esgoto sanitário destacam-se por apresentarem efluente final de boa qualidade, contendo baixas concentrações de DBO, DQO e SS, como também a possibilidade de remoção de nutrientes.

3.5 – SISTEMAS COMBINADOS ANAERÓBIO/AERÓBIO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

O Brasil tem aplicado frequentemente reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários. A tecnologia anaeróbia encontra-se praticamente consolidada e, nos últimos anos, as análises de alternativas de tratamento geralmente incluem esses reatores anaeróbios. Porém, embora apresente grandes vantagens, um reator anaeróbio dificilmente apresenta um efluente que atenda aos padrões de qualidade estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. É quase sempre necessário o pós-tratamento do efluente de reatores anaeróbios, para atender aos requisitos da legislação e preservar o meio ambiente.

Os sistemas combinados anaeróbio-aeróbios mostram-se promissores, principalmente quando, além da redução da matéria orgânica, deseja-se a remoção de nutrientes, em particular o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico. Esses processos propiciam uma série de vantagens diante das estações de tratamento aeróbias convencionais, tais como baixa potência de aeração requerida na fase aeróbia, menor produção de lodo biológico e baixo custo de implantação e operação (SANCHES *et al.*, 2000, GASPARIKOVA, *et al.*, 2005, CHERNICHARO, 2006).

Atualmente, vários pesquisadores têm proposto sistemas biológicos combinando reatores anaeróbios, como por exemplo, tanques sépticos e reatores UASB, numa primeira etapa, seguidos por unidades de pós-tratamento, com bons resultados no polimento de efluentes. O filtro aeróbio de areia em regime de fluxo intermitente é mais uma alternativa para o pós-tratamento de tanque séptico e reator UASB, uma vez que o efluente gerado apresenta boa remoção de microrganismos patogênicos, permitindo seu uso posteriormente na agricultura.

Um sistema de filtros de areia intermitentes apresenta vantagens como, pouca perda de água via evaporação, baixos custos de implantação, baixos custos operacionais e simplicidade de manutenção. Estes sistemas são flexíveis uma vez que podem ser dimensionados de acordo com a necessidade de cada local.

3.6 – FILTROS AERÓBIOS DE AREIA INTERMITENTES

Os filtros de areia tem um histórico de métodos de purificação de água para consumo humano de mais de 100 anos, são adequados para pequenas comunidades rurais, estabelecimentos comerciais e residências unifamiliares. Esses sistemas são bastante eficazes, sendo capazes de produzir efluentes de alta qualidade que atendem aos requisitos de descargas superficiais, dispendo de baixos custos e simplicidade operacional, exigindo pessoas com mínimos conhecimentos técnicos (USEPA, 1999; 2007; 2009).

O uso de filtros de areia para o tratamento de esgotos sanitários é uma tecnologia antiga, porém, bastante eficaz, principalmente se aplicada após tratamento anaeróbio. Os filtros de areia em regime de fluxo intermitente são reatores aeróbios de leito fixo que proporcionam a biodegradação ou decomposição do material orgânico contido nos esgotos sanitários, permitindo um contato direto entre a massa bacteriana aderida à superfície do meio filtrante e o afluente a ser tratado.

No Brasil, a norma que orienta o dimensionamento dos filtros de areia, a NBR 13969 (1997), recomenda sua aplicação como forma de pós-tratamento de efluentes, quando: o lençol freático estiver próximo à superfície do terreno; o solo ou o clima local não permite o emprego do sumidouro, da vala de infiltração ou quando a instalação destes sistemas exige uma extensa área indisponível; a legislação da qualidade das águas dos corpos receptores impõe uma alta remoção de poluentes do efluente gerado no tanque séptico ou no filtro anaeróbio e por diversos motivos, for considerado vantajoso o aproveitamento do efluente tratado, adotando-se o filtro de areia como uma unidade de polimento. Outra possibilidade seria em locais com terrenos de baixa permeabilidade ou quando há um leito rochoso próximo à superfície (CHECK *et al.*, 1994).

Segundo (ANDERSON *et al.*, 1985; USEPA, 2000), os filtros de areia em regime de fluxo intermitente proporcionam um pós-tratamento para esgotos decantados ou efluentes de tanques sépticos. É comum após o tanque séptico ou outro tratamento, inclusive lagoas de estabilização, o uso de um único filtro, ou conjunto de filtros intermitentes de areia em paralelo. Se forem usados conjuntos de filtros em série, os leitos de areia geralmente têm granulometrias

decrecentes, os da primeira passagem do esgoto possuem normalmente leito com areia mais grossa que os posteriores.

O uso de filtros intermitentes de areia em série produz melhores efluentes, mas têm o inconveniente de ser um sistema economicamente mais oneroso, além de requerer desníveis entre as unidades para o esgoto fluir por gravidade de um para o outro. Por essa razão, é mais utilizado o uso de um único filtro, ou filtros em paralelo, com uma única passagem do esgoto pelo leito.

Os filtros de areia podem ser utilizados quando se deseja um sistema de pós-tratamento simplificado. Dessa forma, atenderia a pequenas comunidades e populações isoladas ou difusas, onde, geralmente, os moradores possuem pouco conhecimento técnico. Outros pontos favoráveis a este tipo de sistema é o pequeno espaço requerido para sua instalação e a pouca energia consumida. Esta característica se deve à ausência de aeradores, visto que o ar penetra pela tubulação de descarte, satisfazendo às necessidades da oxidação microbiana.

3.6.1. MECANISMOS DO FUNCIONAMENTO DOS FILTROS AERÓBIOS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE

O funcionamento do filtro de areia baseia-se na aplicação intermitente do afluente sobre a superfície de um leito de areia por meio de uma tubulação de distribuição (MENORET *et al.*, 2002, USEPA, 2002). A intermitência na aplicação do esgoto permite a aeração do meio, possibilitando a oxigenação necessária para a degradação aeróbia, e nos intervalos, por falta de alimento, ocorre a respiração endógena, controlando o crescimento dos organismos, evitando que o lodo (massa celular) fique acumulado nos vazios, o que impediria a passagem do líquido e do ar, interrompendo o processo.

Após a infiltração do afluente no filtro de areia, mecanismos físicos como adesão e sedimentação, removem os sólidos suspensos no interior do meio suporte. O tratamento físico é resultante da filtração promovida pela areia, onde as partículas maiores são retidas pelo leito, influenciando principalmente na

remoção de sólidos suspensos, enquanto que o tratamento químico se processa pela adsorção de determinados compostos, a exemplo do fósforo e do nitrogênio (USEPA, 1999; AUSLAND *et al.*, 2002, PROCHASKA e ZOUBOULIS, 2003). Entretanto, a purificação depende principalmente da oxidação bioquímica que ocorre no contato do afluente com a cultura biológica.

3.6.2 – ASPECTOS CONSTRUTIVOS DE FILTROS INTERMITENTES E PROFUNDIDADE DO LEITO DE AREIA

No Brasil o uso de filtros intermitentes ainda é limitado, mas para propiciar a divulgação foi criada uma norma específica para o pós-tratamento de efluente do tanque séptico, que é a NBR 13969 (1997). Nela recomenda-se a combinação deste reator com os seguintes métodos: filtro anaeróbio, filtro aeróbio, vala de filtração, filtro de areia, lodo ativado, sumidouro, vala de infiltração e desinfecção. Nos Estados Unidos, a norma que regulamenta os filtros é a USEPA (1999), considerando o diâmetro efetivo, o coeficiente de uniformidade e a profundidade do leito.

A USEPA (1999) aconselha o emprego de leitos de areia com espessura entre 45 e 91 cm, porém discute que a purificação do afluente ocorre, principalmente, até 30 cm abaixo da superfície. Segundo essa agência ambiental, os filtros mais rasos ajudam a manter os custos baixos, já os filtros com maiores profundidades propiciam uma maior estabilidade do efluente, além de não ser afetado pela chuva. No Brasil, apesar da grande extensão territorial e diversidade climática, a NBR 13969 (1997) especifica 0,70 m como profundidade a ser utilizada.

Tonetti *et al.*,(2009) demonstraram que profundidades maiores do leito (0,75 e 1,0 m) em filtros de areia de fluxo intermitente resultaram em elevadas remoções de matéria orgânica, uma vez que permitiu a ampliação da carreira de filtração e adesão de bactérias. Torrens *et al.*, (2009) compararam filtros de areia de fluxo intermitente com profundidades de leito de 0,25 e 0,65 m, e os resultados demonstraram que o filtro de 0,65 m obteve maior eficiência de remoção de bactérias e indicadores virais. Por ter uma maior profundidade, o

contato entre o meio filtrante e os indicadores microbianos era maior, resultando em uma maior adsorção de microrganismos nas partículas de areia.

Rodgers *et al.*, (2011) operaram filtros de areia de fluxo intermitente com profundidades de 0,3 e 0,4 m. Os resultados apresentaram elevadas capacidades de remoção de DQO e SS, assim como, boa nitrificação em ambos os filtros. No entanto, o filtro com menor profundidade de leito (0,3 m) teve desempenho reduzido no final do experimento.

3.6.3 – PERÍODO DE REPOUSO E FREQUÊNCIA DE DOSAGEM NOS FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE

Os filtros de areia funcionam com uma alternância entre dosagem e descanso para permitir suprimento de ar para as bactérias. As bactérias aeróbias são responsáveis pelo tratamento, requerendo o ar presente nos poros do meio filtrante para obtenção do oxigênio. Se o filtro tivesse operação contínua, as bactérias aeróbias não prosperariam, e a cultura bacteriana transformaria em organismos anaeróbios ou facultativos, diminuindo a eficiência do sistema e podendo produzir gases odoríferos (HANTZSCH, 2007). A oxigenação do leito também favorece o crescimento das bactérias nitrificantes, ampliando a transformação do nitrogênio orgânico e amoniacal em nitrato.

Menoret *et al.* (2002) afirmam que a intermitência dos filtros de areia também permite o equilíbrio do desenvolvimento bacteriano devido ao processo regulador da massa biológica pela respiração endógena. Esse controle ajuda ainda na preservação das condições de infiltração do leito. Segundo a USEPA (1980), a recomendação é que haja pelo menos duas aplicações por dia, enquanto que a NBR 13969 (1997) sugere que o período de repouso não ultrapasse 6 horas.

JENKINS *et al.*, (2011), observaram que como há uma intermitência no filtro, os processos biológicos e físico-químicos atuam no interior da coluna de areia necessitando de tempo suficiente para renovar os espaços dos poros e sítios de adsorção do biofilme. A exposição dos filtros ao ressecamento e a umidade, ocasionada pelas etapas de aplicação e parada, levou a expansões e

contrações que melhoraram a agregação das partículas e a capacidade de infiltração. Tal fato permitiu a conclusão de que não existe a necessidade de longos períodos de secagem, mas seria importante a drenagem do filtro para o restabelecimento de um sistema aeróbio.

3.6.4 – BIOFILME NOS FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE

O biofilme é a biomassa formada pelo agrupamento imobilizado de diversos organismos sobre uma superfície coberta de material orgânico que se inicia com a fixação de bactérias. No caso do crescimento biológico em meio suspenso, a imobilização ocorre na forma de lodo, onde os microrganismos se agregam, formando desde flocos dispersos até grânulos densos. Os microrganismos agregados formam um lodo floculento, que ocupa parcial ou quase totalmente o volume do reator (FORESTI *et al.*, 1999). Quando o esgoto entra em contato com o meio suporte começa a se desenvolver sobre o mesmo uma população microbiana com características de película gelatinosa, denominada biofilme.

Após o início da operação de um filtro de areia em regime intermitente forma-se uma fina camada de bactérias na superfície dos grãos do leito, aglutinada pela ação dos biopolímeros. Estes microrganismos apresentam-se em cadeia onde cada indivíduo sintetiza e excreta compostos que acabam utilizados por bactérias vizinhas (METCALF & EDDY, 2003). De acordo com Flemming e Wingender (2001) esta estrutura biológica é extremamente porosa e absorvente, retendo por meio de absorção o material solúvel e coloidal, além dos microrganismos presentes na água residuária a ser tratada.

Um processo de formação efetivo do biofilme deve satisfazer os seguintes critérios: a biomassa bacteriana necessária para o processo deve-se aderir ao meio suporte; o efluente deve ter um contato eficiente com o biofilme e o crescimento deste deve ser controlado para que não ocorra a colmatação dessa biomassa no meio suporte.

A fase inicial do desenvolvimento do biofilme envolve a adsorção de compostos orgânicos sob o material a ser colonizado. Essa camada inicial é

um pré-requisito para a posterior aderência microbiana. O desenvolvimento do biofilme começa após esta fase (APILÁNEZ *et al.*, 1998).

Segundo Menoret *et al.*, (2002), as bactérias apresentam habilidades de se organizarem sobre uma superfície nos filtros de areia, garantindo uma posição estável em relação a uma fonte de alimento, além de otimizar o transporte de substrato para o biofilme e de dejetos para o exterior.

Bactérias e protozoários estão presentes no biofilme dos filtros de areia intermitentes. As bactérias são importantes na decomposição de carboidratos enquanto que os protozoários não são muito efetivos no controle do biofilme, passando a ter importância os metazoários. Caso não houvesse a ação deste grupo de seres vivos poderia haver o acúmulo de bactérias que causaria a colmatação do filtro. Os anelídeos são os mais significativos desse grupo, com grande capacidade para degradar lodos e limos e alimentar-se do biofilme, mantendo a superfície filtrante aberta para a admissão de oxigênio (CALAWAY, 1957).

3.6.5 – PROCESSO DE COLMATAÇÃO NOS FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE

Os reatores de leito fixo quando são submetidos a elevadas cargas orgânicas e longos períodos de funcionamento, provavelmente ficarão expostos a problemas como acumulação de biomassa em excesso e possíveis entupimentos no leito, promovendo redução do volume ativo no interior do reator. Como resultado, começam a surgir as chamadas “zonas mortas” com o líquido que flui por meio de caminhos preferenciais, diminuindo o tempo de retenção do substrato no reator, como também o grau de contato entre o afluente e as populações microbianas (ESCUDIÉ *et al.*, 2011).

Segundo Rodgers *et al.*, (2005), a formação de biomassa na camada superficial aumenta o tempo de retenção e reduz a área efetiva para o fluxo de líquido, além de alterar a capacidade hidráulica e a taxa de infiltração. No entanto, o biofilme se mantém por meio da absorção da matéria solúvel e ocorrendo a decomposição e oxidação durante o período de repouso entre uma aplicação e outra. Apesar de o filtro oferecer uma alternativa econômica, a

capacidade de tratamento se limita a elevadas taxas de aplicações hidráulicas resultando em possíveis sinais de colmatação (PROCHASKA e ZOUBOULIS, 2003; RODGERS *et al.* 2004).

Segundo Siegrist *et al.*, (1987), a colmatação do leito de areia é sempre problemática, uma vez que quando esta ocorre na parte superior do filtro, aumenta o tempo de detenção hidráulica e reduz a área efetiva disponível para a filtração. Siriwardene *et al.*, (2006), afirmam que a colmatação é causada pela migração de partículas com diâmetro inferior a 6 mm. Entre as possíveis causas da colmatação estão o acúmulo excessivo de microrganismos na superfície, o tipo do meio filtrante e taxa de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes aplicados nos filtros de areia (HEALY *et al.*,2007).

Em um leito de areia existem três formas de colmatação, o químico, o físico e o biológico (RICE, 1974; SCHMITT, 1989; BANCOLÉ *et al.*, 2003). O processo químico acontece através da interação dos sais presentes no afluente com os compostos químicos do solo. No processo físico acontece o bloqueio dos poros pelos sólidos suspensos, e o processo biológico é resultante do crescimento microbiano ou de seus subprodutos. Em todos estes casos, diminui-se o tamanho dos poros levando a perda de permeabilidade e capacidade hidráulica do leito, além da formação de condições anaeróbias abaixo desta camada, onde somente os microrganismos que suportem tal metabolismo poderiam realizar o tratamento (KRISTIANSEN, 1981a).

Rice (1974) observou que 80% da estrutura de um filtro de areia não apresentaram alteração mesmo após três anos de atividade. Quando havia alta concentração de sólidos, a colmatação ocorria rapidamente, sendo essencialmente físico, no entanto se os mesmos fossem removidos era possível um tempo de aplicação mais longo e, após a obstrução do leito, sua natureza era biológica. No entanto, quando há um forte entupimento, tem-se como resultado um mau funcionamento hidráulico além da formação de condições anaeróbias. Pell e Ljunggren (1996) afirmam que caso exista um adequado pré-tratamento haverá a retenção ou decomposição das macromoléculas evitando o entupimento da superfície do filtro de areia.

Leverenz *et al.*,(2009), desenvolveu um modelo para determinar o tempo de previsão de falha hidráulica devido ao processo de colmatação em filtro de areia de fluxo intermitente, relacionando a taxa de aplicação orgânica em

termos de sólidos suspensos totais com o desenvolvimento da biomassa na camada superficial do filtro. Com base nos resultados, diversas variáveis foram determinadas como importantes no fenômeno da colmatação, incluindo concentração afluente em termos de demanda química de oxigênio (DQO), frequência de dosagem do filtro e tempo de operação, considerando as taxas de aplicações hidráulicas e orgânicas como principais variáveis utilizadas para o dimensionamento do filtro.

Trabalhos realizados por Darby *et al.*,(1996), em filtros intermitentes de areia, relataram que a alta frequência de dosagem por dia associada a taxas de aplicações superiores a $163 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, favoreceram a colmatação dos filtros. Com taxa de aplicação de $326 \text{ L. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ocorreu redução na remoção de DQO e colmatação após 70 dias e com $653 \text{ L. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ após 20 dias. Rodgers *et al.*,(2004) trabalhando com água residuária sintética de laticínios, frequência de dosagem de 4 vezes ao dia e taxa de aplicação superficial de $60 \text{ L. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, observou após 35 dias a colmatação do filtro.

Segundo Leverenz *et al.*,(2009), algumas alterações operacionais podem ser realizadas para gerenciar a colmatação e aprimorar o desempenho do filtro de areia em regime de fluxo intermitente. Os constituintes afluentes são de importância fundamental para confiabilidade de operação do filtro. O autor destaca também que para se reduzir a concentração da matéria orgânica afluente e assim, prolongar o funcionamento do filtro, pode-se investir em tratamentos preliminares a exemplo da recirculação do efluente e práticas de diluição de águas residuárias afluentes. O autor destaca que a redução na frequência de dosagem seria uma alternativa para recuperar a capacidade de tratamento em filtros de areia próximos a colmatação.

Geralmente, os filtros de areia em regime de fluxo intermitente são de fácil operação e manutenção. Recomenda-se a alternância de uso do filtro de areia para permitir a digestão do material retido no meio filtrante e remoção dos sólidos da superfície do filtro. Após a utilização do filtro por longos períodos, pode ocorrer aumento do tempo de retenção do afluente em seu interior (ABNT, 1997).

3.6.6 – TAXA DE APLICAÇÃO NOS FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE

A NBR 13969 (1997) da ABNT recomendada que a taxa de aplicação para filtros de areia em regime de fluxo intermitente em pós-tratamento deve limitar-se a $100 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ quando o efluente for proveniente de tanque séptico, e caso seja oriundo de um tratamento aeróbio, esse valor pode ser duplicado, porém, em locais onde a temperatura é inferior a 10°C , a recomendação é que aconteça um decaimento dos valores para $50 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$.

A USEPA (1999), norma utilizada nos EUA, propõe que as taxas de aplicação estejam situadas entre $80 \text{ e } 200 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ quando o afluente for proveniente de tanque séptico, e de $200 \text{ a } 400 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ quando o afluente for proveniente de processos aeróbios.

A adoção de taxas de aplicação superficial entre $40 \text{ e } 200 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ foram avaliadas por Tonetti *et al.*, (2009) em filtros de areia em regime de fluxo intermitente, com profundidades variando de $0,25\text{m}$ até $1,0\text{m}$. Os resultados demonstraram que em taxas de aplicação de até $80 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ as remoções de DQO foram acima de 90% para todos os filtros, não havendo diferenças significativas. À medida que os valores de taxas de aplicação foram aumentando, passou a existir uma diferenciação na remoção de matéria orgânica em diferentes profundidades, exceto para o filtro com profundidade de $1,0 \text{ m}$, que mesmo aplicando taxas de $200 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$, removeu 95% de DQO. Nesse trabalho foi aplicado taxa de $380 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ nos filtros intermitentes com profundidades de $1,0 \text{ m}$ e $0,5 \text{ m}$ do sistema experimental 1. A eficiência de remoção de DQO no efluente dos filtros intermitentes foi de aproximadamente 80% nos dois filtros.

Kang *et al.*, (2007), trabalhando com filtros intermitentes obtiveram remoções acima de 94% de carbono orgânico total e 98% de DBO_5 utilizando taxas inferiores a $132 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$. Quando foram utilizadas taxas de aplicação superiores a $132 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ foi observado a formação de uma camada escura na parte superficial do filtro com 30 dias e na camada mais profunda com 50 dias de operação. Esse fato foi atribuído pelos autores a aplicação de elevadas taxas superficiais, concluindo-se que a adoção de taxas superficiais menores

resultam em bons desempenhos, atendendo os requisitos rigorosos da descarga a um baixo razoável.

Segundo Anderson *et al.*, (1985) o aumento na frequência de dosagem pode ter efeito benéfico no desempenho do tratamento de filtros intermitentes de areia. Torrens *et al.*, (2009) afirmam que ao fracionar as taxas de aplicação, o tempo de retenção aumenta, possibilitando um contato maior entre o meio filtrante e o afluente, resultando em maior adsorção e purificação.

Cohim *et al.*,(2008), aplicando cargas hidráulicas de 250; 500 e 1050 L.dia⁻¹ observaram que ao aumentar o fracionamento da carga e a frequência de aplicação, o filtro apresentou maior eficiência. Foi verificado também que o fracionamento excessivo causa perda da intermitência no filtro devido à relação deste com a condutividade hidráulica do meio poroso.

3.7 – REÚSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA AGRICULTURA

A crescente discussão sobre a necessidade do reúso de água tem alcançado uma maior visibilidade devido ao conceito de desenvolvimento sustentável, e hoje se apresenta como uma discussão pública de interesse de toda a sociedade. É, cada vez mais, evidente a consciência da população em torno da necessidade de controle de perdas e desperdícios e do reúso da água, incluindo a utilização de esgotos sanitários para diversos fins, destacando-se entre eles o reúso da água, a reciclagem de nutrientes, a ampliação de áreas irrigadas e a recuperação de áreas improdutivas ou degradadas e, finalmente, a redução do lançamento de esgotos em corpos receptores, contribuindo para a redução de impactos de poluição, contaminação e eutrofização.

Considerando-se a diversidade de climas, relevos, potencialidades econômicas e condições socioeconômicas e culturais, a questão do recurso hídrico adquire contornos muito variáveis: existem no Brasil regiões com água de boa qualidade até regiões semiáridas, onde podem ocorrer longos períodos sem chuva, passando por áreas urbanas com sérios problemas de poluição e inundações.

A escassez de água não afeta unicamente as regiões áridas e semiáridas. O problema do uso da água está relacionado de forma acentuada a hábitos e quebra de paradigmas, sendo necessário uma mudança da nossa sociedade para implementação de estilos de vida sustentáveis os quais, através de novos conhecimentos e tecnologias, propiciem também maior proteção ao meio ambiente (LETTINGA, 2001).

Philippi Jr. (2003), diz que o reúso de água é uma alternativa para se enfrentar problemas relacionados a escassez, e já apresenta tecnologias adequadas, configurando-se como importante instrumento de Gestão Ambiental. Para se utilizar uma água residuária na irrigação, devem ser seguidas diretrizes e normas estabelecidas por órgãos competentes para evitar riscos à saúde da população. O aspecto microbiológico apresenta uma importância fundamental para o reúso, devido à presença de organismos patogênicos nas águas residuárias, a exemplo dos vírus, bactérias, protozoários e ovos de helmintos (Metcalf & Eddy, 2003). Estes organismos devem estar em pequenas concentrações e bem inferiores às doses infetantes para minimizar os riscos de contaminação dos agricultores e dos consumidores.

A aplicação dos nutrientes contidos nos esgotos sanitários pode reduzir ou, até mesmo, substituir a necessidade de fertilizantes comerciais para o tratamento e utilização desses efluentes para reúso agrícola (PAGANINI, 2003). Uma água rica em nutrientes também pode ser usada em hidroponia para produção de plantas ornamentais e massa verde para alimentação animal (ANDRADE NETO *et al.*, 2002; COHIM *et al.*, 2005; BASTOS, 2003). Apesar da utilização de esgoto sanitário ser uma prática bastante antiga, ela também pode ser considerada moderna, uma vez que ganha cada vez mais destaque como uma importante estratégia para o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos (BLUMENTHAL, 2000, STRAUSS, 2001).

A utilização de esgotos sanitários tratados apresenta muitas vantagens, destacando-se, entre elas, a reciclagem da água, a reciclagem de nutrientes, o aumento da produção de alimentos e a preservação e proteção do meio ambiente. Atualmente, existe um interesse muito grande no desenvolvimento de conhecimento científico que permita utilizar os esgotos sanitários em hidroponia, irrigação e piscicultura (BASTOS *et al.*, 2006).

Segundo KIPERSTOK *et al.*, (2004), para cada 1m³ de esgoto sem reúso, igual quantidade de água potável tem que ser retirado do sistema de abastecimento para atender usos menos exigentes que poderiam ser supridos por esgotos tratados compatíveis com a exigência daquele uso.

A nível mundial, a irrigação consome em média 70% do consumo total de água. No Brasil, o uso intensivo da água usada para irrigação vem acarretando graves conflitos, não só envolvendo a irrigação com outros usos, a exemplo do abastecimento público, como também propiciando sérias disputas de irrigantes entre si. Muitos desses conflitos poderiam ser evitados se fossem adotadas técnicas de irrigação mais eficientes quanto ao uso da água (AGENDA 21, 2000).

Antes de ser utilizada para irrigação de culturas agrícolas, a água residuária deve ser tratada obedecendo aos padrões recomendados por legislações competentes, de acordo com o tipo de reúso a ser aplicado, técnica de irrigação e tipo de cultura a ser irrigada. Maiores cuidados com a saúde humana deverão ser considerados com a irrigação de culturas a serem consumidas cruas e quando o reúso se destina a agricultura familiar. Nestes casos, além da seleção de culturas e dos métodos de irrigação, a educação sanitária e ambiental dos agricultores e de outros grupos eventualmente expostos, é fundamental.

Segundo Blum (2003), os problemas de saúde em razão do reúso do esgoto bruto ou com tratamento deficiente estão bem documentados. Em decorrência, os padrões e orientações para reúso de água preocupam-se com a proteção da saúde pública, sendo geralmente baseados no controle de microrganismos patogênicos e com a salinidade dos solos.

A qualidade da água é relacionada diretamente com suas características físicas, químicas e biológicas. Para a irrigação, uma água de boa qualidade melhora o rendimento das culturas causando menos danos para o meio ambiente e para a saúde pública. A água para irrigação deve obedecer a determinados critérios visando à preservação da qualidade das culturas e dos níveis de produção, a preservação do solo agrícola e a proteção da saúde dos consumidores, principalmente em relação às culturas que são consumidas cruas.

Segundo Hespanhol (2003b), a presença de organismos patogênicos em águas residuárias, solos ou culturas não significa necessariamente a transmissão de doenças, pois depende das características dos microrganismos (dose infectiva, carga residual e latência), dos hospedeiros (imunidade natural ou adquirida, idade, sexo, condições gerais de saúde) e de outros fatores associados à educação sanitária que fazem com que o risco real de contrair doenças seja muito inferior ao risco potencial. Considerando a dose infectiva, é necessário avaliar no efluente dos sistemas de tratamento de águas residuárias a concentração de microrganismos indicadores de contaminação fecal, considerando que esse valor limita seu uso.

Segundo WHO (2006), o DALY é um indicador que procura medir simultaneamente o impacto da mortalidade e dos problemas de saúde que afetam a qualidade de vida dos indivíduos. O DALY está baseado em uma escala de saúde que varia entre zero e um, zero significa o estado de plena saúde e um é a morte, o pior estado de saúde possível. É importante destacar que atribuir peso às doenças ou sequelas não implica dizer que a vida de seus portadores tenha menos valor do que a vida de indivíduos em perfeita saúde (Nord *et al.*, 1999).

A utilização do indicador DALY propicia a identificação de prioridades em função do perfil epidemiológico, facilitando a tomada de decisões e destinação adequada de recursos por parte dos gestores. O DALY mede os anos de vida perdidos seja por morte prematura (YLL – Years of Life Lost – Anos de vida perdidos por morte prematura) ou incapacidade (YLD – Years Lived with Disability – Anos de vida vividos com incapacidade) em relação a uma esperança de vida ideal cujo padrão utilizado foi o do Japão, país com maior expectativa de vida ao nascer do mundo (80 anos para homens e 82,5 anos para mulheres).

A associação dos fatores “pobreza” e “trópico”, foi sempre um problema para milhões de seres humanos. As Daly para as “doenças tropicais” listadas pela OMS são: malária, 46,5 milhões de anos perdidos pela humanidade; tuberculose, 35 milhões; filarioses, 5,8 milhões; leishmanioses, 2 milhões; esquistossomoses, 1,7 milhão; doença do sono, 1,5 milhão; doença de Chagas, 667 mil; dengue, 616 mil; oncocercose, 484 mil; lepra, 199 mil. Com relação ao número de mortes por ano, destacam-se: tuberculose, 1,5 milhão;

malária, 1,2 milhão; leishmaniose visceral, 51 mil; doença do sono, 48 mil; dengue, 19 mil; esquistossomoses, 15 mil; e doença de Chagas, 14 mil. Enquanto a expectativa de vida no Japão situa-se em oito décadas, em muitos países da África Tropical essa expectativa varia em torno de quatro décadas (CAMARGO, 2008).

A Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) estabelece critérios e diretrizes para utilização de águas residuárias na agricultura, com base em processos técnicos e científicos. Com base em estudos epidemiológicos, foi incorporado “maior risco tolerável de infecção” associado à exposição ao rotavírus (10^{-6} ppa), assumindo que a remoção correspondente e necessária deste patógeno, garantiria suficiente proteção contra infecções bacterianas e por protozoários (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

A Tabela 1 apresenta as diretrizes mais recentes da OMS para utilização de águas residuárias na agricultura (WHO, 2006), com adaptação de (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

Tabela 1 – Diretrizes da WHO (2006) para o uso agrícola de esgotos sanitários.

Categoria Irrigação	Opção ⁽¹⁾	Tratamento de esgotos e remoção de patógenos (log ₁₀) ⁽²⁾	Qualidade do efluente	
			E. Coli 100mL ⁻¹ ⁽³⁾	Ovos de helmintos L ⁻¹
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$	$\leq 1^{(4)(5)}$
	B	3	$\leq 10^4$	
	C	2	$\leq 10^5$	
	D	4	$\leq 10^3$	
	E	6 ou 7	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$	
Restrita	F	4	$\leq 10^4$	
	G	3	$\leq 10^5$	
	H	<1	$\leq 10^6$	

(1) Combinação de medidas de proteção à saúde. (A): cultivo de raízes e tubérculos; (B): cultivo de folhosas; (C): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; (D): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; (E): qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (por exemplo: turbidez, SST, cloro residual); (F): agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva; (G): agricultura de alto nível tecnológico e, altamente mecanizada; (H): técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógeno (por exemplo: tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial). (2) remoção de vírus que associada a outras medidas de proteção à saúde corresponderia a uma carga de doenças virais toleráveis $\leq 10^{-6}$ DALY ppa e riscos menores de infecções bacterianas e por protozoários. (3) Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em (2). (4) No caso de exposição de crianças (15 anos) recomenda-se um padrão e, ou, medidas complementares mais exigentes: $\leq 0,1$ ovo/L, utilização de equipamentos de proteção individual, tratamento quimioterápico. No caso da garantia da remoção adicional de $1 \log_{10}$ na higiene dos alimentos pode-se admitir ≤ 10 ovos/L. (5) Média aritmética em pelo menos 90% do tempo, durante o período de irrigação. A remoção requerida de ovos de helmintos (\log_{10}) depende da concentração presente no esgoto bruto. Com o emprego de lagoas estabilização, o tempo de detenção hidráulica pode ser utilizado como indicador de remoção de helmintos. No caso da utilização de técnicas de tratamento mais complexas (opção E), o emprego de outros indicadores (por exemplo: turbidez ≤ 2 uT) pode dispensar a verificação do padrão ovos de helmintos. No caso de irrigação localizada, em que não haja contato da água com as plantas e na ausência de riscos para os agricultores (por exemplo: opção H) o padrão ovos de helmintos poderia ser dispensável.

Para a irrigação irrestrita, as opções A e B (cultivo de culturas consumidas cruas e mais susceptíveis à contaminação devido ao contato direto com o solo), são necessárias até $4\log_{10}$ de remoção de patógenos, combinado com o decaimento do microrganismo no ambiente e com a higiene dos alimentos antes do consumo. Nas opções C e D, a remoção de patógeno está relacionada com a maior ou menor intensidade de contato entre a água de irrigação e as culturas irrigadas. A remoção dos microrganismos patogênicos é mínima (opção C) quando se emprega irrigação por gotejamento em culturas que crescem mais distantes do solo. A opção E, apresenta um padrão mais restritivo na remoção de patógenos, o que é obtido com o emprego de rigorosos processos de tratamento, sendo aplicado em situações em que se quer reduzir ao máximo os perigos à saúde. Para irrigação restrita, na utilização de efluentes provenientes de sistemas de tratamento com baixa eficiência de remoção de patógenos (tanques sépticos ou reatores UASB), os riscos potenciais podem ser minimizados com o emprego de técnicas de irrigação, como irrigação subsuperficial (opção H), no qual, a exposição dos trabalhadores é mínima.

Fazendo um comparativo entre os resultados estabelecidos pela WHO em 1989 e 2006, a recomendação para ovos de helmintos em 2006 apresentou valores menos restritos, ou seja, uma concentração inferior ou igual a 1 ovo/L para todas as categorias avaliadas, incluindo as culturas irrestritas, que anteriormente (WHO, 1989) não era aplicável. Porém, para indicadores de contaminação fecal, recomendou-se especificar para o grupo *E.coli*, uma vez que este parâmetro apresenta resultados mais seguros. No entanto, para as culturas consumidas cruas, os valores permaneceram quase inalterados, verificando-se valor inferior ou igual a $1000\text{UFC}\cdot 100\text{mL}^{-1}$. Já para o cultivo de folhosos, irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo e irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; os valores apresentaram-se mais flexíveis, 10^4 , 10^5 e 10^3 respectivamente.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. CARACTERIZAÇÃO E LOCAL DA PESQUISA

Os sistemas experimentais foram construídos e monitorados na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), com coordenadas geográficas de 07°14'22''S e 35°53'05''W e altitude de 550 m, localizada no bairro do Tambor em Campina Grande, numa área pertencente às Universidades Estadual da Paraíba e Federal de Campina Grande (UEPB/UFPB).

Foram construídos dois sistemas experimentais de tratamento de esgotos domésticos: (Sistema 1) Tanque séptico seguido por filtros de areia em regime de fluxo intermitente e (Sistema 2) Reator UASB seguido por filtros de areia em regime de fluxo intermitente. O sistema experimental 1 foi monitorado durante o período de março de 2009 a junho de 2012, enquanto que o sistema experimental 2 foi monitorado durante o período de abril de 2010 a junho de 2012.

Para melhor compreensão, na Figura 1 está apresentada a vista geral da área ocupada pelos dois sistemas experimentais.

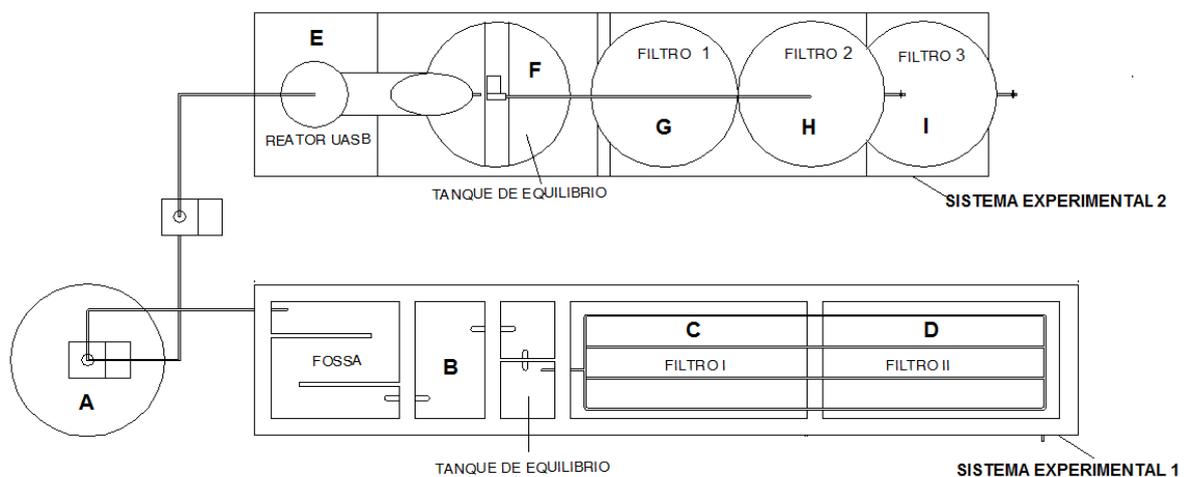
Figura 1. Vista de diferentes ângulos das instalações da pesquisa.



A – Vista geral dos dois sistemas experimentais; B – Lateral do experimento 1, composto por tanque séptico e filtros de areia em regime de fluxo intermitente; C e D – Experimento 2, composto por reator UASB e filtros de areia em regime de fluxo intermitente.

Um esquema geral dos dois experimentos está apresentado na Figura 2.

Figura 2. Esquema geral dos sistemas experimentais de tratamento de esgoto doméstico.



Sistema Experimental 1:

A: Tanque de alimentação

B: Tanque Séptico com tanque de equilíbrio integrado

C: Filtro de areia intermitente 1 tratando efluente de tanque séptico

D: Filtro de areia intermitente 2 tratando efluente de tanque séptico

Sistema Experimental 2:

E: Reator UASB

F: Tanque de equalização

G: Filtro de areia intermitente 1 tratando efluente de Reator UASB

H: Filtro de areia intermitente 2 tratando efluente de Reator UASB

I: Filtro de areia intermitente 3 tratando efluente do filtro 2

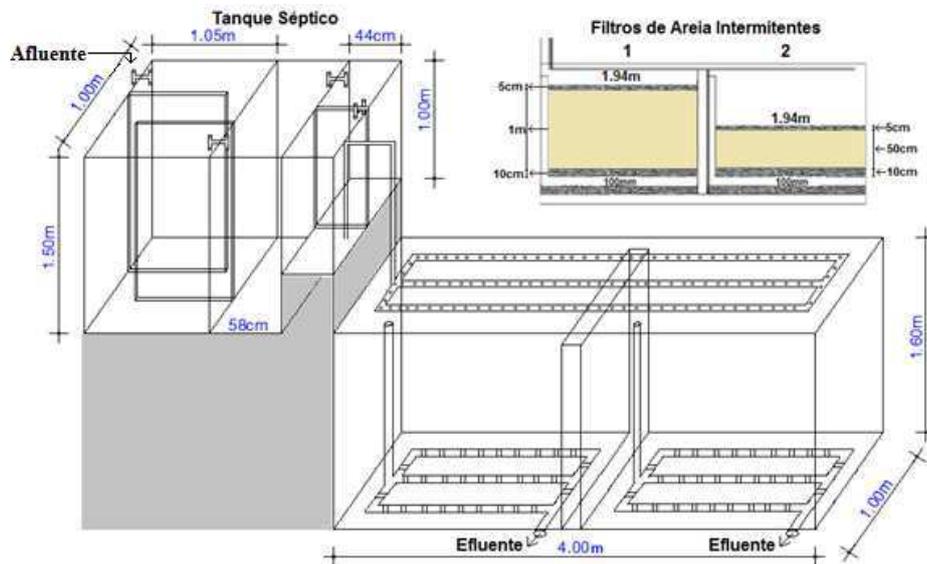
O esgoto afluente era proveniente do interceptor leste da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA e acumulado em agitação permanente em tanque úmido, com capacidade para 1m^3 , de onde era bombeado para o tanque séptico, a cada três horas durante cinco minutos e para o reator UASB, a cada três horas durante três minutos.

4.2. DESCRIÇÃO GERAL DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS

4.2.1. SISTEMA EXPERIMENTAL 1 – FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE TRATANDO EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO

Na Figura 3 apresenta-se o esquema do sistema experimental 1, constituído por tanque séptico e filtros de areia em regime de fluxo intermitente, dispostos em paralelo.

Figura 3. Esquema do sistema experimental 1, constituído por tanque séptico e filtros de areia em regime de fluxo intermitente.



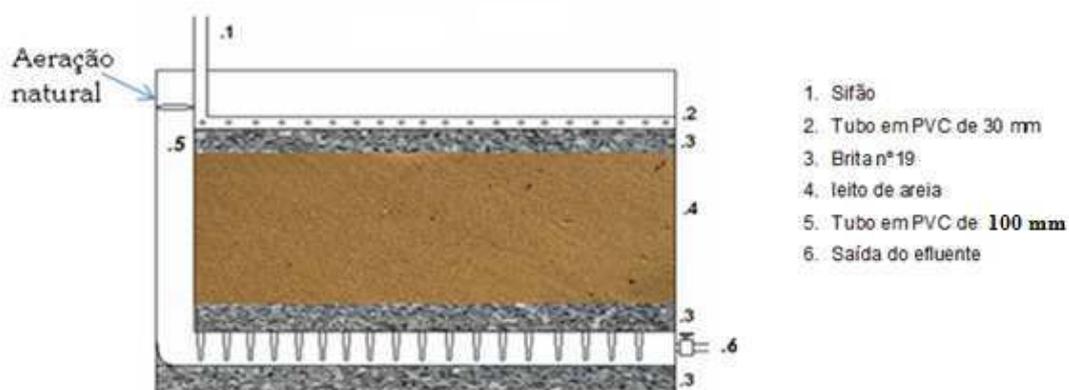
O sistema combinado de tanque séptico seguido por filtros de areia em regime de fluxo intermitente dispostos em paralelo foi projetado para tratar esgotos sanitários com vazão diária de 1480 L.dia^{-1} . O tanque séptico foi construído em alvenaria, com carga orgânica volumétrica de $510 \text{ L.m}^3.\text{dia}$ e tempo de detenção hidráulica de 2 dias. O volume útil do tanque séptico foi de $2,9 \text{ m}^3$, sendo projetado com três câmaras, incluindo chicanas no primeiro compartimento para evitar o choque hidráulico. Acoplada a terceira câmara, um tanque de equilíbrio integrado funcionando como sifão para dosagem das cargas aplicadas aos filtros de areia em regime de fluxo intermitente. A jusante do tanque séptico foram construídos em alvenaria dois filtros de areia operando em paralelo com geometria retangular, e taxa de aplicação superficial de $380 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Quanto ao leito de areia, foram adotadas profundidades diferentes para os filtros em paralelo. Os filtros de areia apresentavam três camadas de materiais posicionados a partir da base. A primeira camada possuía 10 cm de espessura, sendo constituída por brita nº 19, 100 centímetros de areia no filtro 1 e 50 centímetros no filtro 2. Acima da areia estava uma camada de 5 cm também formada por brita nº 19. Esse material tinha como objetivo evitar

perdas de areia via sistema de drenagem, como também a uniformização do fluxo afluyente.

Na Figura 4 apresenta-se o esquema do corte lateral em camadas dos filtros de areia.

Figura 4. Corte lateral dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.



Foi utilizada areia grossa, encontrada facilmente em casas de construção, e classificada de acordo com procedimento apresentado pela ABNT/NBR 6502 (1995), possuindo um diâmetro efetivo de 0,7 mm e coeficiente de uniformidade de 3,18. A composição da areia detalhada é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 – Composição da areia utilizada nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.

Composição	Diâmetro da Partícula	%
Pedregulho	2,0mm – 60mm	3,689%
Areia grossa	0,6mm – 2,0mm	55,65%
Areia fina	0,06mm – 0,2mm	39,45%
Silte	0,002 – 0,06mm	0,99%
Argila	Partículas inferiores a 0,002mm	0,23%
Total		100%

Fonte: ABNT/NBR 6502 (1995)

Tanto a brita quanto a areia utilizada no trabalho foram lavadas com água de abastecimento, buscando a retirada de qualquer composto que pudesse interferir no experimento e a obtenção de camadas homogêneas antes da colocação no interior dos filtros. Depois de devidamente acomodados

no interior dos filtros, repetiu-se o processo de lavagem com água potável, até que o líquido apresentasse uma coloração cristalina, indicando que não havia mais o arraste visível de partículas presentes nesses materiais.

A dosagem dos filtros foi realizada através de tubos em PVC rígido com 30 mm de diâmetro, dosados em quatro linhas paralelas equidistantes, com perfurações de 3 mm a cada 150 mm. Os tubos de PVC foram colocados na parte superior, acima da camada de brita com 5 cm de altura. Na extremidade inferior, um sistema de drenagem para coleta de amostras.

Procurando a ampliação da aeração do leito de areia, foi instalado na lateral de cada filtro um tubo de PVC com 100 mm de diâmetro interno. No interior do filtro, o mesmo era acomodado na camada de brita nº 19, tendo em toda a sua extensão superior, perfurações com cortes em “V” na parte horizontal para impedir o entupimento da tubulação por areia, espaçadas por 10 cm. A captação do ar era feita de forma natural, não existindo nenhum equipamento mecânico com a finalidade de cumprir tal função (Figura 4).

Para minimizar a influência das estações de chuva e seca sobre os resultados experimentais, foram colocadas telhas de amianto onduladas para facilitar a entrada de ar, para a cobertura dos filtros do sistema experimental 1.

A operação do sistema iniciava-se com a alimentação do tanque séptico através do bombeamento de 185 L de esgoto bruto, sendo realizada regularmente oito vezes ao dia, durante cinco minutos, a cada três horas nos seguintes horários: 02:00 horas, 05:00 horas, 08:00 horas, 11:00 horas, 14:00 horas, 17:00 horas, 20:00 horas e 23:00 horas. O efluente era coletado sempre as 08:00 horas e colocado em recipientes plásticos de 10 litros para posterior realização das análises. Foram realizadas análises no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros em paralelo 1 e 2.

O efluente percorria as três câmaras em séries até chegar ao tanque de equilíbrio integrado, de onde era distribuído para os filtros de areia em paralelo, por meio de sifão. O tanque de sifonamento foi necessário para a intermitência das vazões nos filtros de areia para garantir o tempo de descanso essencial para a renovação das condições aeróbias.

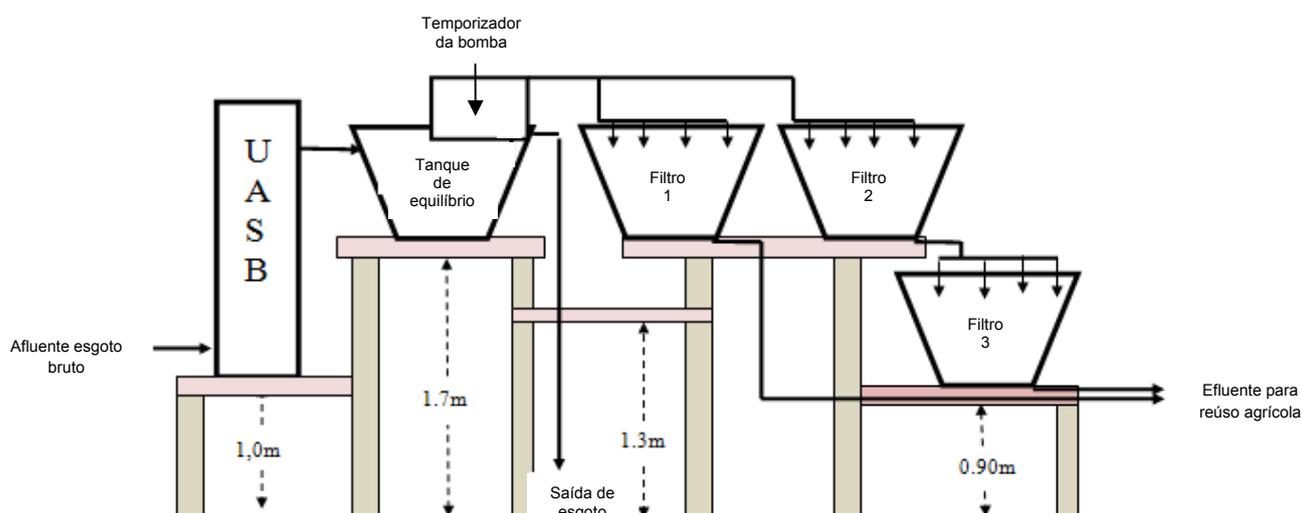
O efluente do tanque séptico permanecia aproximadamente 25 minutos no interior do filtro 1 e 15 minutos no interior do filtro 2. Após esse período, o

efluente começava a escoar, levando aproximadamente 60 minutos para que a descarga acontecesse totalmente no filtro 1 e 30 minutos no filtro 2.

4.2.2. SISTEMA EXPERIMENTAL 2 – FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB

Na Figura 5 apresenta-se o esquema do sistema experimental 2 constituído por reator UASB e filtros de areia intermitentes dispostos em paralelo e em série.

Figura 5 – Esquema do sistema experimental 2 constituído por reator UASB e filtros de areia em regime de fluxo intermitente.



O sistema combinado de reator UASB seguido por filtros de areia em regime de fluxo intermitente foi projetado para tratar esgotos domésticos com carga hidráulica volumétrica aplicada de $3000 \text{ L m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ e carga orgânica volumétrica de $1410 \text{ gDQO m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$. O reator UASB foi construído em fibra de vidro, com volume útil de 450 L.

Após o reator UASB foi colocado um tanque de equilíbrio para distribuir o efluente a cada três horas durante 3 minutos para os filtros de areia em regime de fluxo intermitente. Os filtros de areia 1 e 2 foram dispostos em paralelo enquanto que o filtro 3, em série com o filtro 2.

Foram utilizadas caixas circulares para os filtros de areia, com estrutura de fibra de vidro, diâmetro interno de 1,20 m e área de 0,88 m², abertas na parte superior e com um pequeno orifício na parte inferior, onde foi instalada a tubulação de saída do efluente. Os filtros apresentavam três camadas de materiais como meio suporte. Partindo da base, 10 centímetros de brita nº 19, 50 centímetros de areia e 10 centímetros de brita nº 19 na camada superior. A brita objetivava dar sustentabilidade a areia utilizada no experimento impedindo que suas partículas fossem arrastadas para fora do reator.

Quanto ao leito de areia, foram adotadas profundidades de 0,5 m para os três filtros estudados, sendo os filtros 1 e 2 dispostos em paralelo e o filtro 3 em série. A composição da areia detalhada é apresentada na Tabela 2.

Na lateral interna de cada filtro foi colocado um tubo com 3 mm de diâmetro interno. Esse cano era acomodado na camada de brita em forma de retângulos, com saída do efluente acoplado, tendo em toda a sua extensão superior, inferior e lateral perfurações para drenagem do efluente. A entrada do ar era feita de forma natural, não existindo nenhum equipamento mecânico com a finalidade de cumprir tal função, conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6. Posicionamento da tubulação de aeração no interior dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.



A operação do sistema iniciava com a alimentação do reator UASB por meio de bombeamento do esgoto bruto. O efluente do reator UASB era aduzido a um tanque de equilíbrio e distribuído aos filtros, por meio de bomba dosadora. O efluente permanecia aproximadamente 20 minutos no interior dos filtros. Esta operação era realizada regularmente oito vezes ao dia, durante três minutos, a cada três horas nos seguintes horários: 02:00 horas, 05:00 horas, 08:00 horas, 11:00 horas, 14:00 horas, 17:00 horas, 20:00 horas e 23:00 horas.

O efluente era coletado sempre as 08:00 horas e colocado em recipientes plásticos de 10 litros para posterior realização das análises. Foram realizadas análises no esgoto bruto, efluente do reator UASB, efluente dos filtros em paralelo 1 e 2, e efluente do filtro 3, filtro em série.

4.3. DETALHES OPERACIONAIS DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS 1 E 2

Na Tabela 3 estão representados os detalhes operacionais do sistema experimental 1, composto por tanque séptico e dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente dispostos em paralelo.

Tabela 3. Detalhes operacionais do tanque séptico e dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.

Tanque Séptico	
Volume Útil:	2,9 m ³
Carga Hidráulica Volumétrica:	510 L.d ⁻¹
Carga Orgânica Volumétrica:	192 gDQOm ⁻³ .d ⁻¹
Tempo de Detenção Hidráulica:	2 dias
Vazão Diária:	1480 L.d ⁻¹
Filtro de Areia Intermitente 1	
Profundidade de Areia:	1 m
Área Superficial:	1,94 m ²
Carga Superficial Hidráulica:	380 L.m ⁻² .dia ⁻¹
Carga Superficial Orgânica:	86 g DQO m ⁻² .d ⁻¹
Número de Aplicações Diárias:	8 (cinco minutos a cada 3 horas)
Volume de Cada Aplicação:	92,4 L
Tempo de Detenção Hidráulica:	Aproximadamente 25 minutos
Filtro de Areia Intermitente 2	
Profundidade de Areia:	0,5 m
Área Superficial:	1,94 m ²
Carga Superficial Hidráulica:	380 L.m ⁻² .dia ⁻¹
Carga Superficial Orgânica:	86 g DQO m ⁻² .d ⁻¹
Número de Aplicações Diárias:	8 (cinco minutos a cada 3 horas)
Volume de Cada Aplicação:	92,4 L
Tempo de Detenção Hidráulica:	Aproximadamente 15 minutos

Na Tabela 4 estão representados os detalhes operacionais do sistema experimental 2, composto por reator UASB e filtros de areia em regime de fluxo intermitente dispostos em paralelo (filtros 1 e 2) e em série (filtro 3).

Tabela 4. Detalhes operacionais do reator UASB e Filtros de areia em regime de fluxo intermitente.

Reator UASB	
Volume Útil:	450 L
Carga Hidráulica Volumétrica:	3000 L m ⁻³ .dia ⁻¹
Carga Orgânica Volumétrica:	1410 gDQO m ⁻³ .dia ⁻¹
Tempo de Detenção Hidráulica:	8 horas
Filtro de Areia Intermitente 1	
Profundidade de Areia:	0,5 m
Área:	0,88 m ²
Carga Superficial Hidráulica:	380 L.m ⁻² .dia ⁻¹
Carga Superficial Orgânica:	66 gDQO m ⁻² dia ⁻¹
Número de Aplicações Diárias:	8 (três minutos a cada 3 horas)
Tempo de Detenção Hidráulica:	0,25 horas
Filtro de Areia Intermitente 2	
Profundidade de Areia:	0,5 m
Área:	0,88 m ²
Carga Superficial Hidráulica:	380 L.m ⁻² .dia ⁻¹
Carga Superficial Orgânica:	66 gDQO m ⁻² dia ⁻¹
Número de Aplicações Diárias:	8 (três minutos a cada 3 horas)
Tempo de Detenção Hidráulica:	0,25 horas
Filtro de Areia Intermitente 3	
Profundidade de Areia:	0,5 m
Área:	0,88 m ²
Carga Superficial Hidráulica:	380 L.m ⁻² .dia ⁻¹
Carga Superficial Orgânica:	22,7 gDQO m ⁻² dia ⁻¹
Número de Aplicações Diárias:	8 (três minutos a cada 3 horas)
Tempo de Detenção Hidráulica:	0,33 horas

4.4. MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS NA REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS 1 E 2

As coletas foram realizadas semanalmente, nos dois sistemas experimentais, nos seguintes pontos:

Sistema experimental 1: esgoto bruto (EB), efluente do tanque séptico (ETS), efluente do filtro 1 (EF1) e efluente do filtro 2 (EF2).

Sistema experimental 2: esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB (E.UASB), efluente do filtro 1 (EF1), efluente do filtro 2 (EF2) e efluente do filtro 3 (EF3).

Na Tabela 5 estão expostas as análises realizadas utilizadas como variáveis e seus respectivos métodos e referências.

Tabela 5. Variáveis analisadas nos sistemas experimentais 1 e 2.

PARÂMETROS/UNIDADES	MÉTODO ANALÍTICOS	REFERÊNCIA
pH	Potenciométrico	4500/APHA <i>et al.</i> (2005)
Alcalinidade Total	Titulométrico	2320/APHA <i>et al.</i> (2005)
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	Refluxação fechada	5220 C/APHA <i>et al.</i> (2005)
DQO filtrada (mgO ₂ .L ⁻¹)	Refluxação fechada	5220 C/APHA <i>et al.</i> (2005)
N-NTK (mg.L ⁻¹)	Micro Kjeldhal	4500 – NH ₃ /APHA <i>et al.</i> (2005)
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	Micro Kjeldhal	4500 – NH ₃ /APHA <i>et al.</i> (2005)
N-NO ₂ (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico	4500 – NH ₂ B/APHA <i>et al.</i> (2005)
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
P-PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500 – P E/APHA <i>et al.</i> (2005)
P (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500 – P E/APHA <i>et al.</i> (2005)
SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D/APHA <i>et al.</i> (2005)
SSV(mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E/APHA <i>et al.</i> (2005)
C. Termotolerantes (UFC/10mL)	Membrana filtrante	9222 -D/APHA <i>et al.</i> (2005)
Ovos de helmintos	Sedimentação, centrifugação e flotação	BAILENGER modificado (WHO,1996)

Observação: Para análise de ovos de helmintos, foram adotados tempos de sedimentação de 24 horas após a coleta para posterior realização da análise.

4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA UTILIZADA PARA OS SISTEMAS EXPERIMENTAIS 1 E 2

Para o sistema experimental 1, foram coletadas e analisadas semanalmente durante 39 meses, 156 amostras do esgoto bruto e do efluente de cada um dos componentes do sistema de tratamento (tanque séptico, filtro 1 e filtro 2), totalizando 624 amostras.

Para o sistema experimental 2, foram coletadas e analisadas semanalmente durante 26 meses, 104 amostras do esgoto bruto e do efluente de cada um dos componentes do sistema de tratamento (UASB e filtros 1, 2 e 3), totalizando 520 amostras.

Os resultados das variáveis analisadas foram expressos em gráficos “Box Plot”, utilizados para avaliações e distribuições empíricas dos dados. Este tipo de gráfico expõe o aspecto mais importante do conjunto de dados, apresentando o valor mínimo, primeiro quartil (Q1), mediana, terceiro quartil (Q3) e valor máximo.

Os quartis caracterizam quantitativamente a distribuição de uma variável. O limite inferior da caixa corresponde ao percentil de 25% (Q1) dos dados, o limite superior corresponde ao percentil de 75% (Q3). A distância entre os dois quartis é chamada de inter-quartil e a linha na caixa corresponde a mediana dos dados.

O box plot teve como objetivo a comparação dos resultados e a dispersão nos efluentes finais produzidos nos dois sistemas experimentais.

A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para verificar a influência significativa, ou não, dos sistemas experimentais 1 e 2 nas variáveis analisadas com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Para realização da análise foi usado o software EXCEL.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a pesquisa do monitoramento do sistema de tratamento 1, (tanque séptico seguido por filtros de areia em regime de fluxo intermitente) e do sistema de tratamento 2, (Reator UASB seguido por filtros de areia em regime de fluxo intermitente).

As dificuldades operacionais e os valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP), e eficiência dos principais parâmetros referentes ao monitoramento dos sistemas experimentais são apresentadas nos Apêndices de A a Z.

5.1. SISTEMA EXPERIMENTAL 1 – FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE TRATANDO EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO

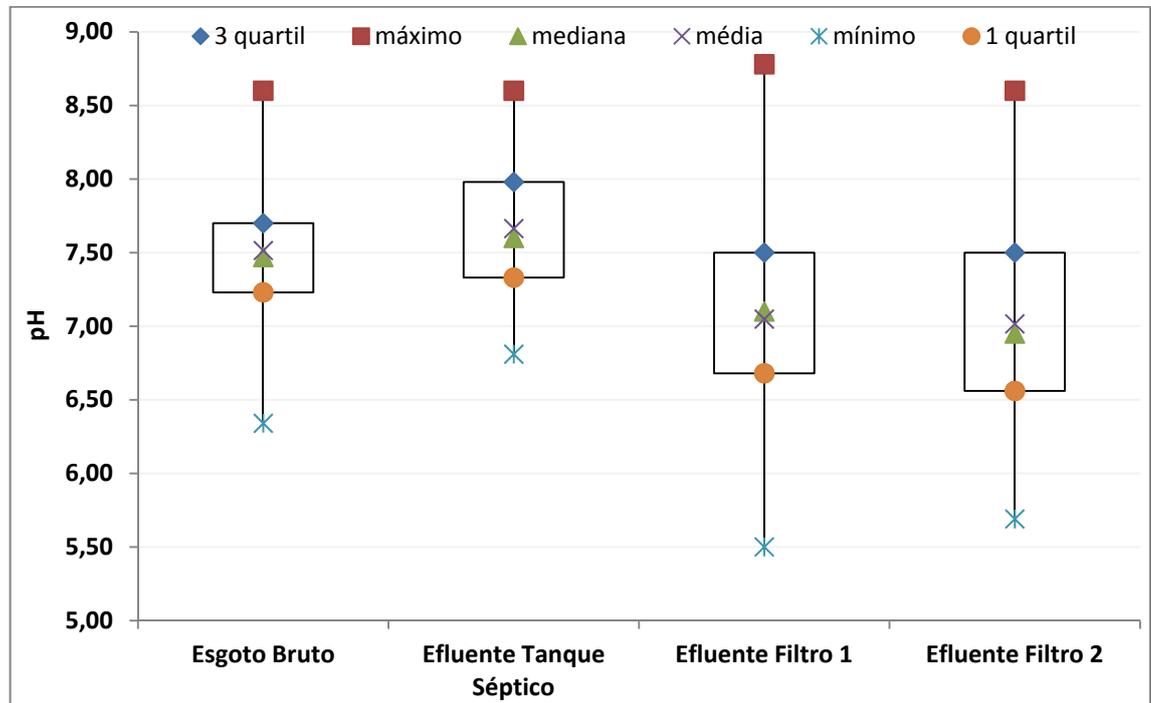
Neste item serão apresentados os parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade total, DQO bruta, DQO filtrada, sólidos suspensos totais), nutrientes (NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato) e qualidade sanitária (coliformes termotolerantes e ovos de helmintos) do sistema experimental 1 durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

5.1.1 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

5.1.1.1 – pH

Na Figura 7 são apresentados os dados referentes aos valores de pH do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de avaliação.

Figura 7 – Valores de pH no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.



Analisando-se os dados da Figura 7, observa-se que os valores de pH do esgoto bruto e efluente do tanque séptico empregados na pesquisa variaram de 6,34 a 7,69 e 6,81 a 7,60, respectivamente, mantendo-se sempre próximo da neutralidade, apresentando valores de $7,51 \pm 0,43$ no esgoto bruto e de $7,66 \pm 0,41$ no efluente do tanque séptico.

Segundo Chernicharo (1997), valores de pH compreendidos entre 6,0 e 8,0 são adequados para o bom funcionamento dos sistemas anaeróbios. Assim, tanto o esgoto bruto quanto o efluente do tanque séptico encontrava-se dentro desta faixa, garantindo condições apropriadas para os microrganismos anaeróbios responsáveis pelo tratamento biológico.

O pH do efluente dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente apresentou uma diminuição em relação ao efluente anaeróbio. O efluente do filtro 1 apresentou valores de $7,05 \pm 0,67$ e o efluente do filtro 2 valores de $7,02 \pm 0,62$.

Tonetti *et al.*, (2011), afirmaram que valores de pH acima de 7,0 podem ser explicados pela existência de compostos com características básicas na

areia que, no decorrer da aplicação diária do afluente, acabam consumidos ou arrastados para fora do sistema.

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a faixa ideal de pH para ocorrência da nitrificação situa-se entre 7,2 e 9,0. Esses valores estão próximos aos resultados encontrados nesse trabalho no efluente produzido nos filtros de areia intermitentes 1 e 2. No sistema estudado, ocorreram conversões significativas de nitrogênio orgânico a amoniacal e em seguida, a nitrificação durante a passagem do efluente do tanque séptico nos filtros de areia em regime de fluxo intermitente. Para Van Haandel e Marais (1999) o valor de pH que cessa a atividade das bactérias nitrificantes situa-se abaixo de 6,0.

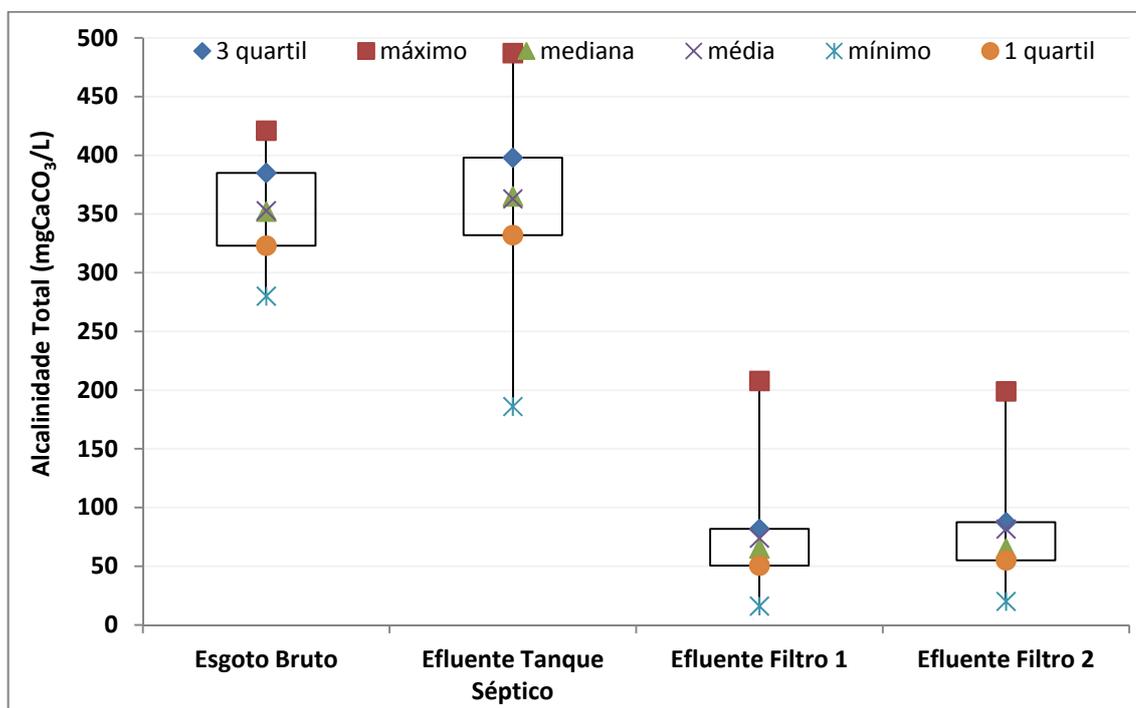
Os resultados obtidos de pH no efluente final dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente estão dentro do intervalo compreendido pela Resolução CONAMA 430/2011, com valores de pH entre 5,0 e 9,0, obedecendo à norma vigente com relação a padrões de lançamento em corpos receptores.

5.1.1.2 – ALCALINIDADE TOTAL

A concentração da alcalinidade total do esgoto bruto foi de $353 \pm 35,9$ mgCaCO₃.L⁻¹. No efluente do tanque séptico o valor foi de 363 ± 48 mgCaCO₃.L⁻¹, conforme observado na Figura 8. Segundo Von Sperling (2005), a alcalinidade nos esgotos predominantemente domésticos situa-se na faixa de 100 a 250 mgCaCO₃.L⁻¹. O aumento da alcalinidade no caso específico desse trabalho pode ser explicado devido ao fato do esgoto ser oriundo da rede de coleta municipal, não se tendo a garantia de que sua origem seja predominantemente doméstica.

Durante a monitoração do sistema, o efluente do tanque séptico apresentou boa capacidade de tamponamento, assegurando o consumo da alcalinidade e estabilidade no pH. Esse consumo é dado durante o processo de nitrificação que requer 7,14 mgCaCO₃ para cada mg de N-NH₄⁺ oxidado (Metcalf & Eddy, 2003). Os valores da concentração da alcalinidade no efluente dos filtros de areia intermitentes confirmam elevadas concentrações de nitrato (29 e 32 mgN-NO₃⁻.L⁻¹, para os filtros 1 e 2, respectivamente).

Figura 8 – Valores da concentração da alcalinidade total no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

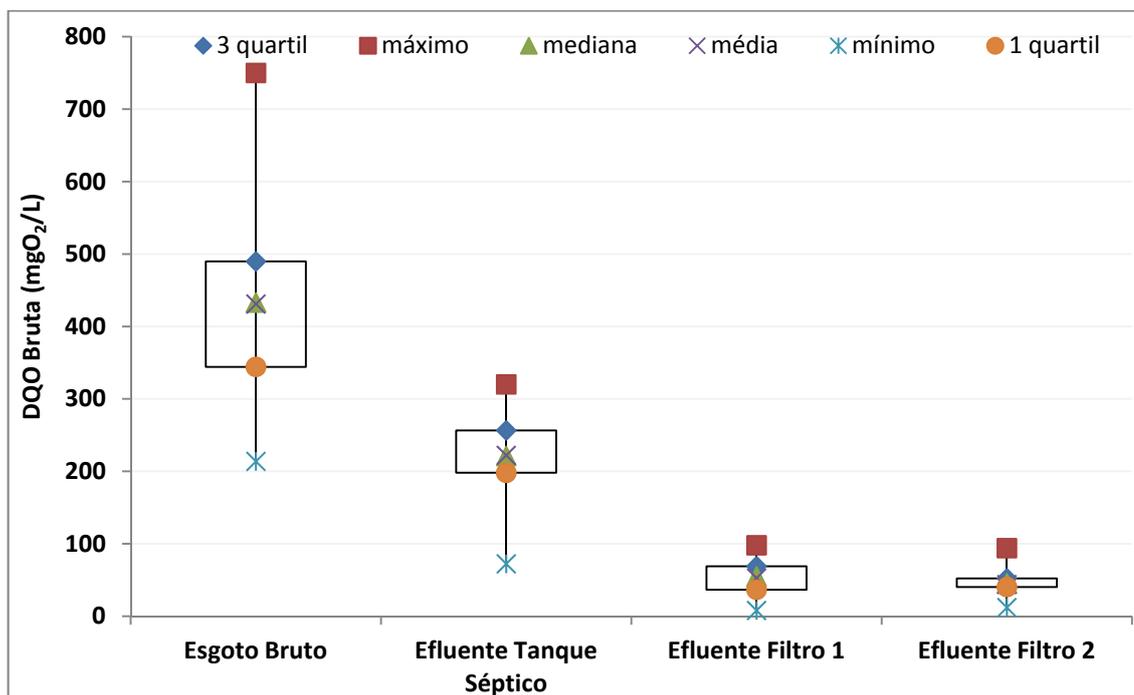


No efluente do filtro 1, os valores variaram de 16 a 208 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, com concentração de $74 \pm 42,3 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. No efluente do filtro 2, os valores variaram de 20 a 199 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, com concentração de $82 \pm 43,4 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. A diminuição dos valores da alcalinidade total nos filtros se deu em decorrência da nitrificação, que consumiu o sistema tampão, refletindo numa leve diminuição do pH.

5.1.1.3 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

Na Figura 9 são apresentados e discutidos os dados referentes aos valores de DQO bruta do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros intermitentes em paralelo 1 e 2.

Figura 9 – Valores da DQO bruta no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período experimental.



Conforme apresentado na Figura 9, a concentração da DQO bruta no esgoto bruto manteve-se na faixa de $433 \pm 121 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Durante a realização da pesquisa, os valores da DQO bruta no esgoto bruto apresentaram variações de 214 a $750 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, conforme apresentado no Apêndice C.

Essa variação nos resultados da DQO bruta pode ser atribuída à diluição do esgoto sanitário coletado na rede pública, por ocasião da estação chuvosa. No efluente do tanque séptico, o valor foi de $222 \pm 56 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, indicando uma remoção de 48% em relação ao esgoto bruto. Nos filtros intermitentes 1 e 2, a concentração foi de 53 ± 23 e $44 \pm 14 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente, propiciando remoções de 76% e 80% de DQO bruta em relação ao efluente do tanque séptico. A eficiência de remoção da DQO bruta indica que os filtros apresentaram um bom desempenho, durante o período de maturação.

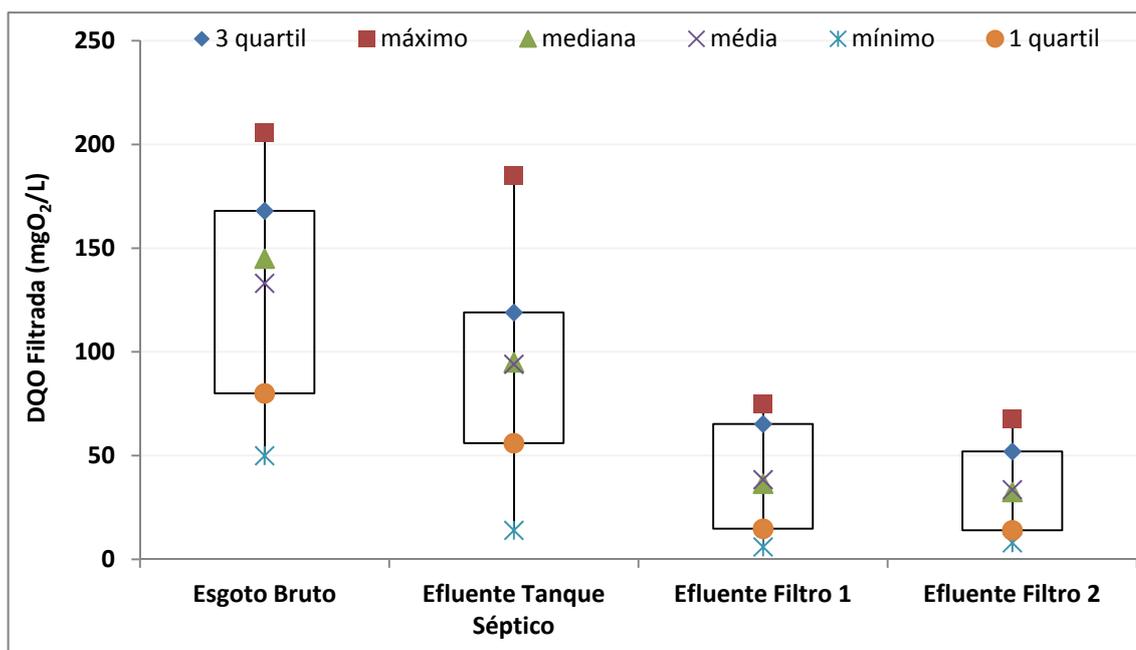
Tonetti *et al.*, (2009) monitoraram um sistema constituído por filtro anaeróbio seguido por filtro de areia em regime de fluxo intermitente tratando esgoto doméstico, com taxa de aplicação superficial de $300 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ em três ciclos diários ($100 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$), obtiveram remoções do filtro de areia de 75% de DQO bruta. Assayed *et al.*, (2010) trataram esgotos domésticos em tanque séptico seguido por filtro de areia, com taxa de aplicação média de $150 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, e

obtiveram remoções de DQO bruta e SST de 95%, estas remoções elevadas se devem possivelmente a adoção de taxas de aplicações menores quando comparadas a taxa aplicada nesse estudo ($380 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$).

5.1.1.4 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO FILTRADA

Na Figura 10 são apresentados os dados referentes aos valores de DQO filtrada do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

Figura 10 – Valores de DQO filtrada no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

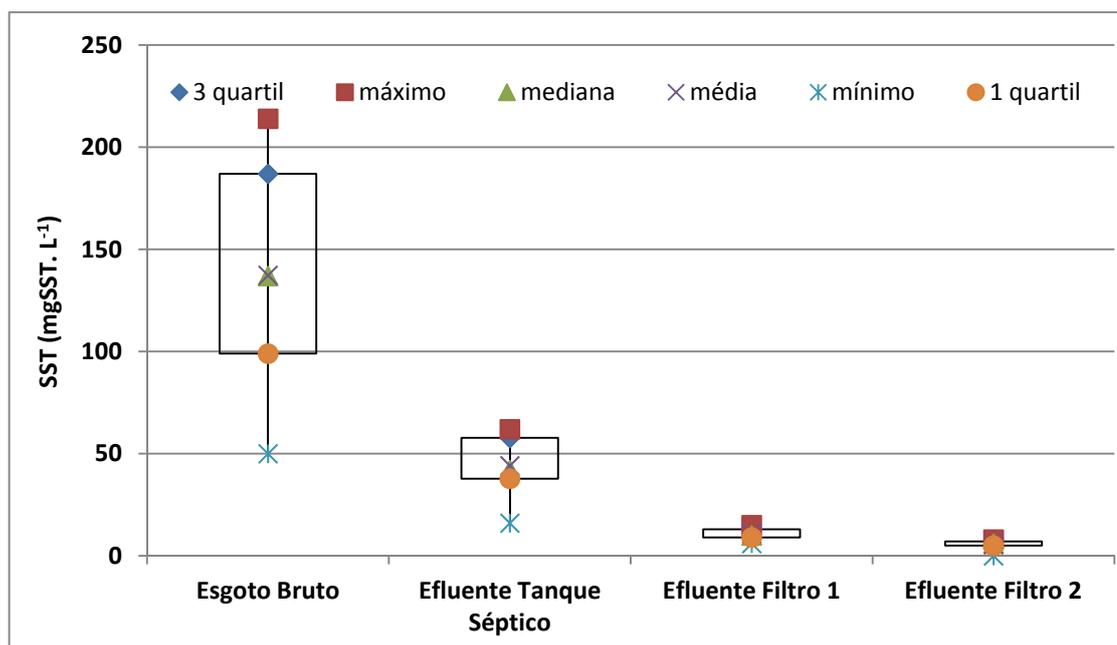


O valor da DQO filtrada no esgoto bruto foi de $133 \pm 47 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ e no efluente do tanque séptico de $94 \pm 38 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ (Figura 10), propiciando remoção de 29% no material afluente aos filtros. Os filtros de areia intermitentes 1 e 2 removeram 59% e 63%, respectivamente de DQO filtrada. Isso demonstra que a degradação da matéria orgânica também alcançou os compostos da parcela filtrada.

5.1.1.5 – SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

Na Figura 11 são apresentados os dados referentes aos valores de SST do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

Figura 11 – Valores de sólidos suspensos totais no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.



De acordo com os dados apresentados na Figura 11, observa-se que a concentração no esgoto bruto variou entre 50 e 214 mg SST. L⁻¹, apresentando uma média de 137 mg SST. L⁻¹. O efluente aplicado aos filtros de areia intermitentes apresentou concentração média de 44 mg SST. L⁻¹. Após a passagem pelos filtros intermitentes as concentrações médias dos filtros em paralelo 1 e 2 foram, respectivamente, 10 e 5 mg SST. L⁻¹. Esses dados revelam eficiência de 77% no filtro 1 e 88% no filtro 2. Segundo a (COPAM Nº 10, 1986), quanto aos sólidos suspensos totais para lançamento em corpos hídricos, a concentração média aceitável pode ser de até 100 mg.L⁻¹, sendo 150 mg.L⁻¹ nos casos de lagoas de estabilização.

Tao *et al.*, (2009) obtiveram remoções satisfatórias de 90% de SST monitorando um tanque séptico seguido por filtro de areia de fluxo intermitente, adotando taxa de aplicação superficial de $200 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$.

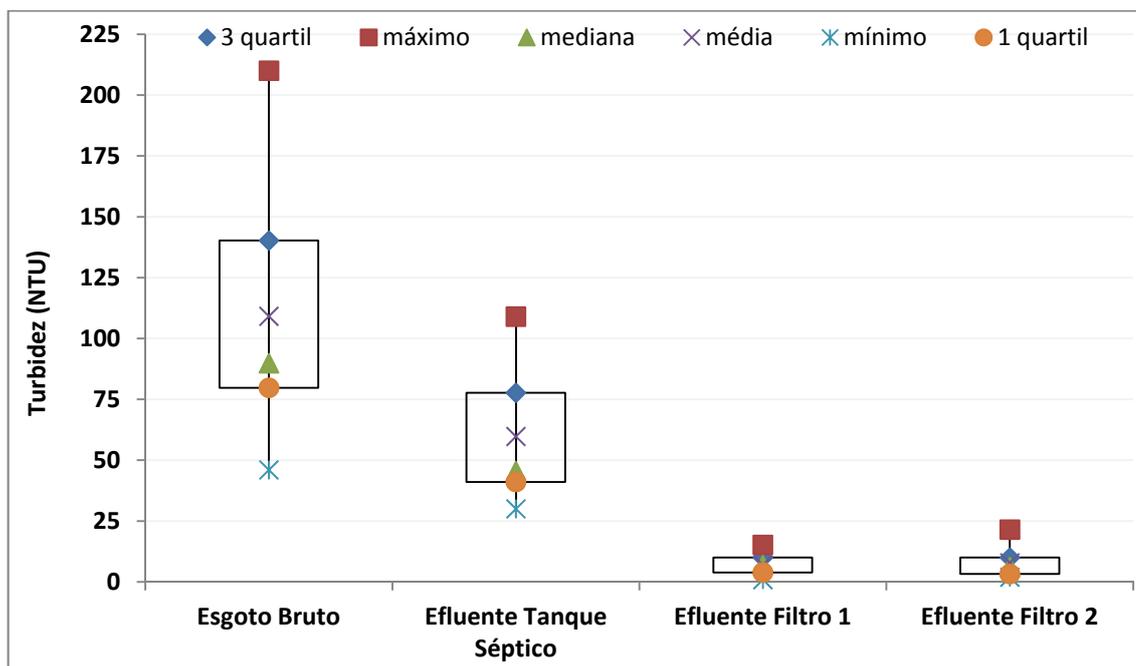
A boa remoção dos sólidos suspensos totais no efluente dos filtros refletiu-se na baixa turbidez desses efluentes que apresentaram valores médios de 7,0 NTU e 8,0 NTU nos filtros 1 e 2, respectivamente. Tais efluentes apresentaram bom aspecto para reúso urbano em que aspectos estéticos são relevantes.

A presença de sólidos suspensos além de um dado limite pode provocar entupimentos nos bicos de aspersão em projetos de reúso agrícola, no caso específico de agricultura com elevado padrão tecnológico. Segundo a WHO (2006), recomenda-se limite de $30,0 \text{ mg SS.L}^{-1}$ para reúso em irrigação e em recarga de aquífero. Essa característica é muito importante também para o uso desses efluentes em hidroponia, em que a eliminação de sólidos é fundamental para evitar sua retenção nas raízes e, conseqüentemente, sua decomposição anaeróbia, que seria danosa ao desenvolvimento das plantas (ANDRADE NETO *et al.*, 2002).

Para Capra e Scicolone (2004), valores inferiores a 50 mg.L^{-1} o risco potencial de obstrução de gotejadores segundo a qualidade da água de irrigação é baixo. Dessa forma, visando a possibilidade de reúso, o efluente gerado nesse trabalho teria risco baixíssimo, uma vez que apresentou valores bem inferiores a 50 mg.L^{-1} . A remoção de sólidos suspensos em filtros de areia intermitentes geralmente acontece através dos mecanismos de interceptação, sedimentação e adsorção.

A remoção dos sólidos suspensos no efluente dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente refletiu-se na baixa turbidez desses efluentes que apresentaram valores médios de 7 NTU e 8 NTU nos filtros 1 e 2, respectivamente, conforme apresentado na Figura 12.

Figura 12 – Valores de turbidez no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período experimental.



A turbidez é uma medida alternativa da qualidade de efluentes tratados e de águas naturais, com relação à matéria coloidal e em suspensão. Para efluentes tratados, existe uma razoável relação entre o teor de sólidos suspensos totais e a turbidez.

Observa-se que os valores de turbidez no efluente dos filtros intermitentes 1 e 2 situaram-se inferiores a 10 NTU, bem abaixo do limite recomendado pela legislação ambiental. O limite máximo exigido para corpos de água de classe 1 (CONAMA, 2005), é de 40 NTU. Assim, o efluente dos filtros 1 e 2 também podem ser empregados na recreação de contato primário e na irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, além da aquicultura e a pesca.

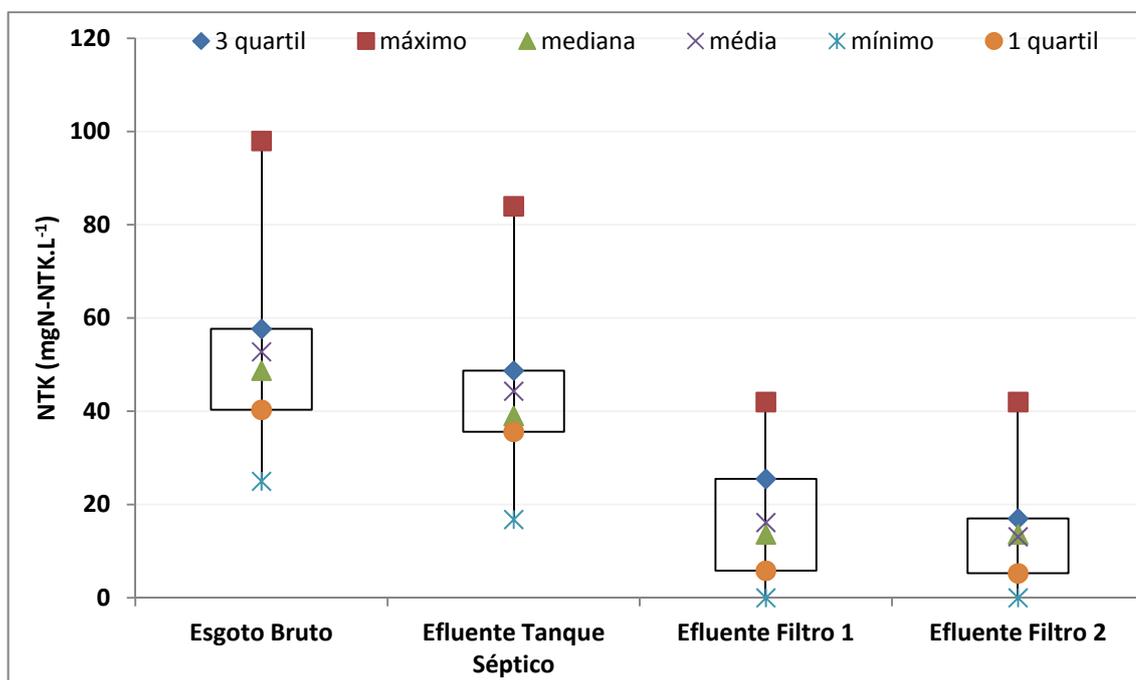
5.1.2 – NUTRIENTES

Nesse item serão apresentados os dados referentes aos compostos nitrogenados (NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato), como também do fósforo total e ortofosfato solúvel.

5.1.2.1 – COMPOSTOS NITROGENADOS

Na Figura 13 são apresentados os dados referentes aos valores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de monitoração do sistema.

Figura 13 – Valores de NTK no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

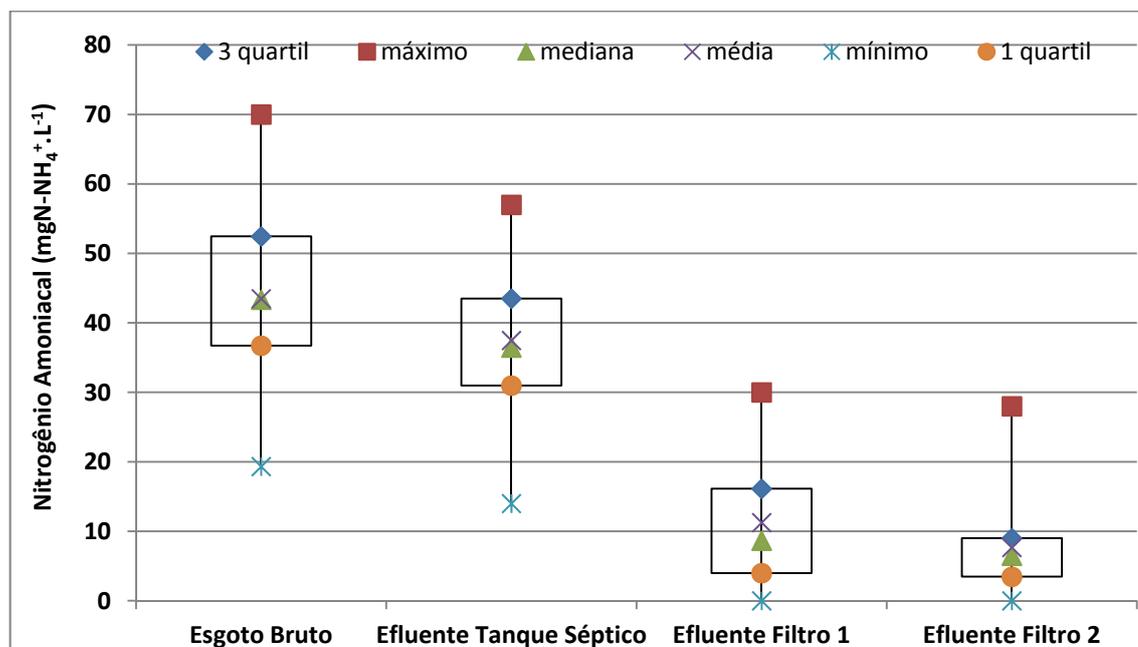


Analisando os dados referentes à Figura 13, verifica-se que a concentração de N-NTK no esgoto bruto foi de 53 ± 18 mgN-NTK.L⁻¹ enquanto que no efluente produzido no tanque séptico foi 44 ± 16 mgN-NTK.L⁻¹. No efluente do filtro 1, o valor foi de 16 ± 12 mgN-NTK.L⁻¹ e no efluente do filtro 2 de 13 ± 9 mgN-NTK.L⁻¹, representando eficiência de remoção em relação ao efluente do tanque séptico de 63% e 70%, nos filtros 1 e 2, respectivamente (Apêndice G). Possivelmente a diminuição nos valores de N-NTK aconteceu em virtude do processo de conversão da amônia para nitrito e em seguida, nitrato.

Na Figura 14 são apresentados e discutidos os dados referentes aos valores de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e

efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

Figura 14 – Valores de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

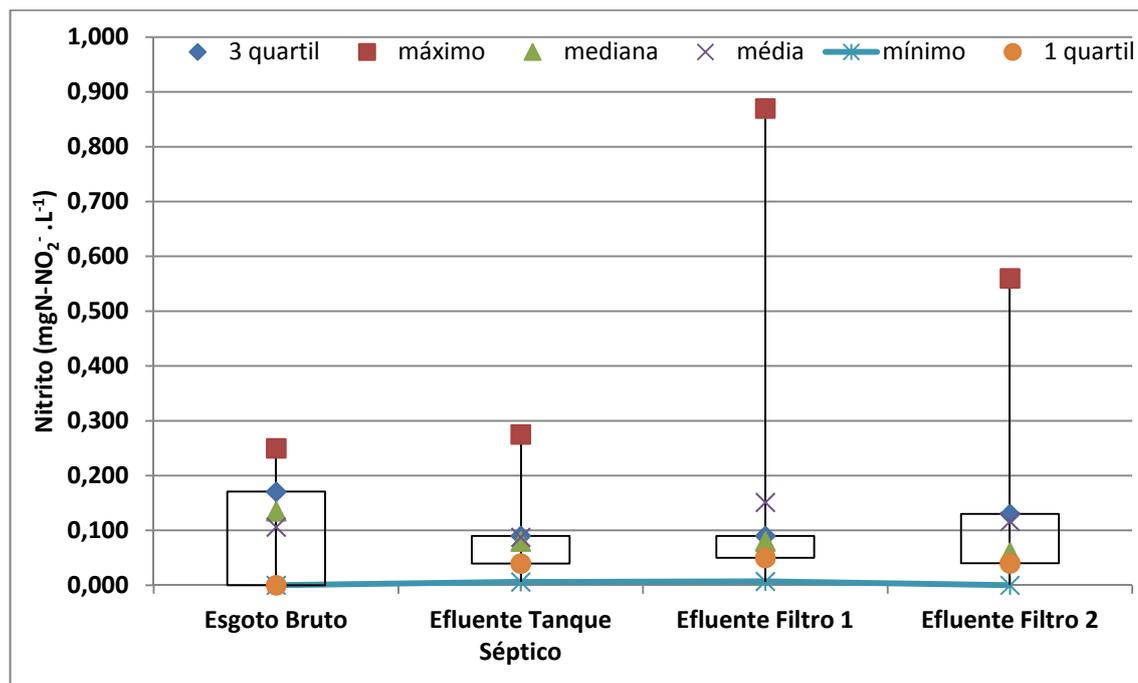


A concentração de N-NH_4^+ no esgoto bruto foi de $43 \pm 11 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ enquanto que no efluente produzido no tanque séptico a média foi de $37 \pm 10 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 14). As concentrações médias de nitrogênio amoniacal diminuíram de $37 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente do tanque séptico para $11 \pm 9 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente do filtro 1 e $8 \pm 6 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente do filtro 2, comprovando a eficiência no processo de nitrificação. Os resultados obtidos nos filtros estão dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 430 (2011), que admite para lançamento em corpos receptores, valores de nitrogênio amoniacal abaixo de $20 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, confirmando para este experimento a boa qualidade do efluente produzido, apresentando comportamento semelhante ao NTK.

As concentrações médias de N-NO_2^- tanto no esgoto bruto quanto no efluente produzido no tanque séptico foram de $0,11 \pm 0,08 \text{ mgN-NO}_2^-$ e $0,09 \pm 0,07 \text{ mgN-NO}_2^-$ (Figura 15). No efluente do filtro de areia 1, o valor permaneceu durante todo o experimento na faixa de $0,50 \text{ mgN-NO}_2^-$, apresentando valor

mínimo de 0 (zero) e valor máximo de 8,4 mgN-NO₂⁻. No efluente do filtro 2, a concentração média foi de 0,51 mgN-NO₂⁻ com valor mínimo de 0 e valor máximo de 6,2 mgN-NO₂⁻ (Apêndice I).

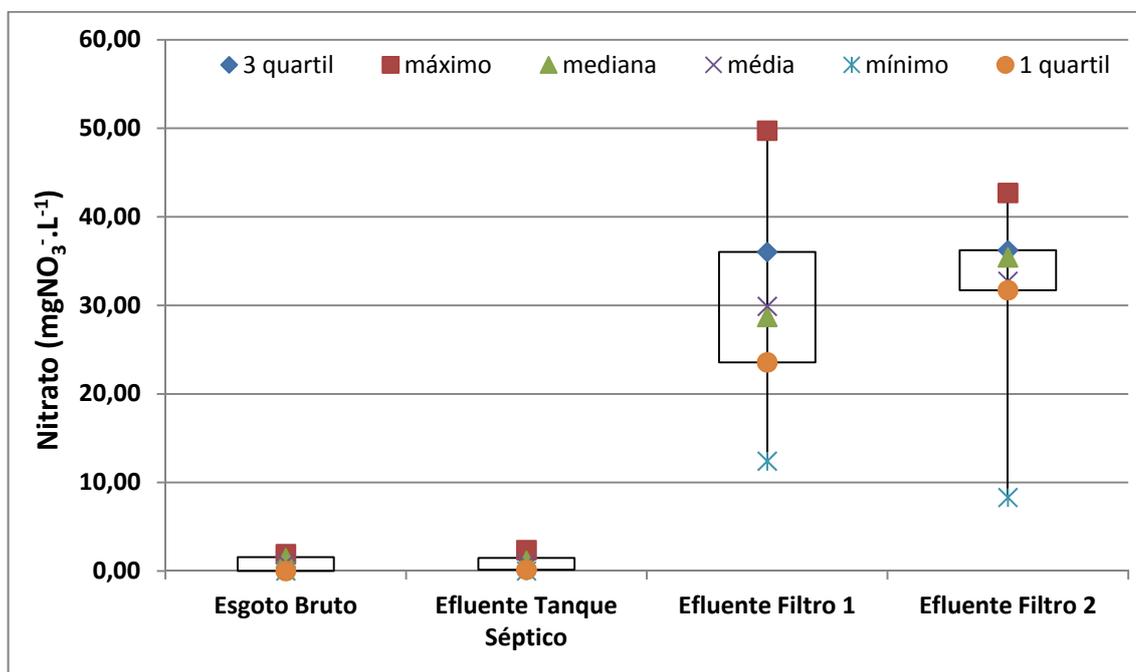
Figura 15 – Valores de nitrito no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.



Na Figura 16 são apresentados e discutidos os dados referentes às concentrações de nitrato no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2.

A concentração média de nitrato no esgoto bruto e efluente do tanque séptico permaneceram durante todo o experimento abaixo de 1 mgNO₃⁻.L⁻¹ (Figura 16). Após a passagem pelos filtros de areia em regime de fluxo intermitente, um intenso processo de transformação bioquímica aconteceu, levando a um aumento na concentração de nitrato, passando a alcançar valores de 29,8 mgNO₃⁻.L⁻¹ no efluente do filtro 1 e de 32,7 mgNO₃⁻.L⁻¹ no efluente do filtro 2 e a redução dos valores de NTK, que diminuiram de 44 mgN-NTK.L⁻¹ no efluente do tanque séptico para 16 mgN-NTK.L⁻¹ e 13 mgN-NTK.L⁻¹, no efluente dos filtros 1 e 2, respectivamente, comprovando a oxidação dos compostos nitrogenados.

Figura 16 – Comportamento das concentrações de nitrato no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.



Segundo Kang (2004), a alta eficiência na conversão de nitrato, está relacionada à grande área média dos grãos de areia, que garante uma maior superfície de adesão para os microrganismos nitrificantes, assim como a forma intermitente de operação do sistema, que viabiliza a oxidação da amônia em nitrato. A intermitência e conseqüentemente o repouso necessário para renovação das condições aeróbias influencia consideravelmente na remoção de compostos nitrogenados em filtro de areia.

A eficiência de nitrificação nos filtros em paralelo 1 e 2, foi de 78% e 86%, respectivamente, apresentando um bom desempenho desde o início do experimento. Este fato deve-se a existência de bactérias nitrificantes na camada de areia utilizada no experimento, que se multiplicavam rapidamente logo nas primeiras semanas de aplicação do efluente anaeróbio (ETS). Durante o experimento, o pH permaneceu na faixa de 7 unidades, valor recomendado para o bom desempenho do processo de nitrificação. Segundo Henze *et al.* (1997), as bactérias envolvidas na nitrificação possuem facilidade de adaptação mesmo em situações fora dos limites estipulados para o pH.

Para Surampalli (1997), valores abaixo de 7,0 e acima de 9,0 diminuem a velocidade de nitrificação em até 50%. A alta concentração de nitrato impossibilita o lançamento em corpo de água, no entanto, o efluente pode ser aplicado para agricultura de alta e baixa tecnologias, conforme diretrizes apresentadas pela WHO (2006). A remoção de nutrientes é fundamental como medida mitigadora para o processo de eutrofização, quando o destino final são as águas superficiais SOUSA *et al.*, (2006). Porém, quando o efluente se destina a reúso agrícola, conservar o nitrogênio presente representa oferta de nutrientes, propiciando uma economia em gastos com fertilizantes químicos.

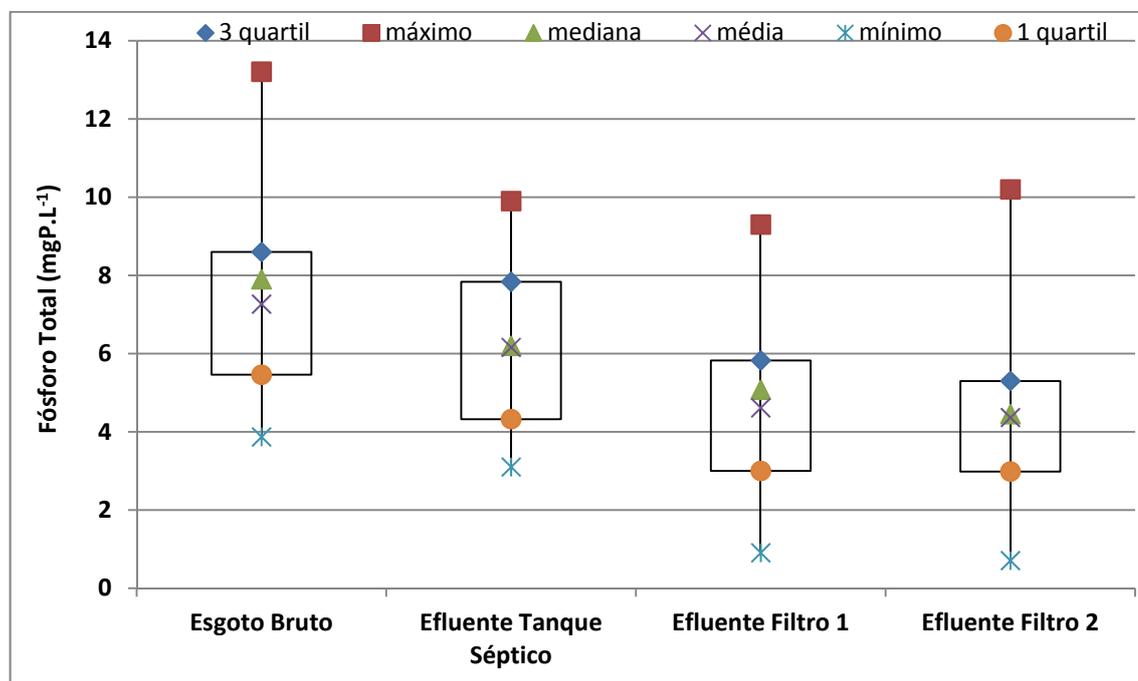
Segundo Verstraete *et al.*, (2009) a recuperação do nitrogênio presente em águas residuárias domésticas é capaz de atingir cerca de 30% na atual demanda de nitrogênio necessária na produção agrícola. Dessa forma, efluentes produzidos em filtros de areia intermitentes, podem apresentar a possibilidade de serem reutilizados na agricultura, em consequência de sua alta taxa de concentração de nitrato.

5.1.2.2 – FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO SOLÚVEL

Na Figura 17 são apresentados e discutidos os dados referentes aos valores de fósforo total do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.

A concentração de fósforo no esgoto bruto foi de $7,3 \pm 2$ mgP.L⁻¹, apresentando variações de 4 a 13 mgP.L⁻¹ e no efluente do tanque séptico a concentração média foi de $6,0 \pm 1$ mgP.L⁻¹, apresentando variações de 3 a 10 mgP.L⁻¹. No efluente dos filtros de areia em paralelo, as concentrações de fósforo total foram de 5 ± 1 e 4 ± 1 mgP.L⁻¹, respectivamente, nos filtros 1 e 2. A eficiência de remoção em relação ao efluente do tanque séptico nos filtros 1 e 2 foram de 16% e 33% (Apêndice K), o que favorece a utilização desse efluente para fins agrícolas.

Figura 17 – Comportamento das concentrações de fósforo total no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.



A remoção de fósforo funciona com base no crescimento de microrganismos com capacidade de acumular os fosfatos, que são sujeitos a condições aeróbias e anaeróbias. Em condições aeróbias os microrganismos quebram as ligações de elevada energia dos polifosfatos acumulados, resultando na libertação de fosfatos e num consumo de matéria orgânica, na forma de ácidos orgânicos voláteis e outros compostos orgânicos biodegradáveis. Em condições anaeróbias os microrganismos consomem os fosfatos que acumulam na forma de polifosfatos (Metcalf & Eddy, 2003).

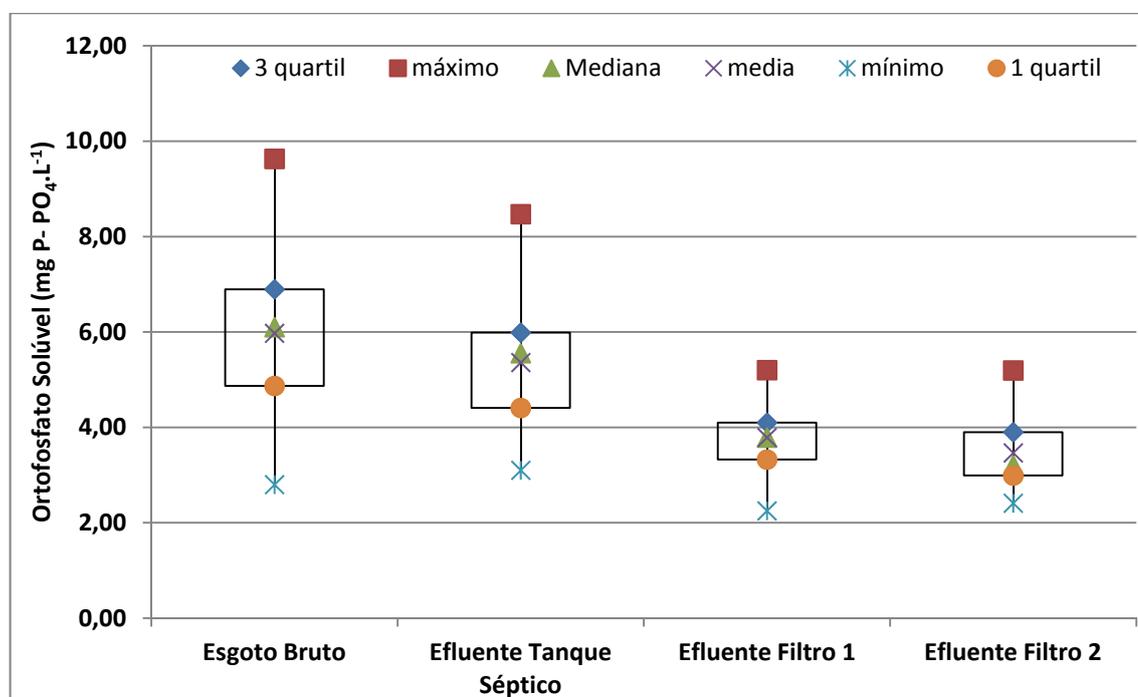
Os valores encontrados de fósforo situaram-se dentro da faixa estabelecida por Von Sperling (1996) como típica para esgotos domésticos, a qual varia entre 5 mgP.L⁻¹ e 25 mgP.L⁻¹. Segundo Jenkins e Hermanowicz (1991) a concentração deste composto nos esgotos domésticos vem decrescendo ao longo dos anos em todo o mundo.

Segundo a USEPA (1980), Anderson *et al.* (1985), a redução de fósforo pode atingir percentuais de até 50% em filtros novos, mas essa redução tende a cair com o amadurecimento do filtro. Nielsen *et al.* (1993) encontraram remoções que oscilaram entre 40 e 60% enquanto que Guilloteau *et al.* (1993)

obtiveram uma diminuição nas concentrações de 50%, destacando que em ambos os trabalhos os filtros de areia entraram em operação durante a investigação. Boller *et al.* (1993) encontraram uma eficiência de remoção de 25% em filtros maduros em escala de campo.

Os dados referentes aos valores de ortofosfato solúvel do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012, são apresentados na Figura 18.

Figura 18 – Comportamento das concentrações de ortofosfato solúvel no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros 1 e 2, durante o período de março de 2009 a junho de 2012.



Com relação ao ortofosfato solúvel, a concentração no esgoto bruto e efluente do tanque séptico foram, respectivamente de, $5,9 \pm 1$ mg P-PO₄.L⁻¹ e $5,3 \pm 1$ mg P-PO₄.L⁻¹. Nos efluentes dos filtros intermitentes, a eficiência de remoção em relação ao efluente do tanque séptico foi de 40% para ambos os filtros.

Em filtros de areia intermitentes, os fosfatos são removidos através de dois mecanismos: a adsorção e a precipitação. A adsorção vai depender da natureza do material do leito. Quanto maior for o teor de argila, maior será a adsorção. A precipitação está relacionada com a presença dos cátions de Fe³⁺,

Al^{3+} e Ca^{2+} no efluente (LEFEVRE, 1988). Prochaska e Zouboulis (2003) acrescentam a incorporação ao biofilme como sendo mais um mecanismo de remoção de fósforo.

Rodgers *et al.*,(2005) operaram um filtro de areia intermitente com 0,9 m de profundidade, no qual inicialmente apresentava uma significativa remoção de fósforo e após 30 dias a capacidade foi reduzida devido a menores áreas de adsorção. Sovik e Klove (2005) obtiveram resultados que indicaram que os mecanismos de remoção de fósforo em filtro de areia intermitentes ocorrem tanto por adsorção quanto por precipitação e que podem ser difíceis de discernir entre esses dois processos de retenção.

Van Buuren *et al.* (1999) sugerem que a expectativa de remoção de fósforo em filtros de areia intermitentes é de aproximadamente 40%. Estes dados estão de acordo com os resultados obtidos neste trabalho.

A utilização do efluente gerado nesse tipo de sistema favorece sua aplicação na agricultura, minimizando os gastos com adubos industrializados, visto que nessas condições o teor de fósforo presente na água residuária se constitui em uma oferta de nutrientes.

5.1.3 – PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

A qualidade sanitária do afluente do esgoto bruto que alimentava o sistema experimental 1 e dos efluentes do tanque séptico e filtros intermitentes foi monitorada mensalmente durante o período de fevereiro de 2010 a março de 2012, tendo como variáveis coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.

5.1.3.1 – COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Na Tabela 6 são apresentados os dados referentes às 26 determinações de coliformes termotolerantes realizadas durante o período de monitoramento no sistema experimental 1.

Tabela 6 – Dados referentes às concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto, efluente do tanque séptico, e efluentes dos filtros 1 e 2.

(mês/ano)	Coliformes termotolerantes (UFC/mL)			
	EB	ETS	EF1	EF2
03/2010	1,20 x 10 ⁷	1,45 x 10 ⁶	5,50 x 10 ⁴	6,00 x 10 ⁵
04/2010	2,25 x 10 ⁷	1,35 x 10 ⁶	4,00 x 10 ⁴	9,50 x 10 ⁴
05/2010	6,00 x 10 ⁶	4,30 x 10 ⁶	1,65 x 10 ⁴	5,00 x 10 ⁴
06/2010	2,10 x 10 ⁶	1,75 x 10 ⁵	1,40 x 10 ⁴	2,40 x 10 ⁴
07/2010	4,55 x 10 ⁷	9,00 x 10 ⁶	5,00 x 10 ⁴	2,60 x 10 ⁴
08/2010	9,50 x 10 ⁶	2,15 x 10 ⁶	1,35 x 10 ⁴	4,25 x 10 ⁵
09/2010	2,00 x 10 ⁶	3,00 x 10 ⁵	3,75 x 10 ⁴	2,45 x 10 ⁵
10/2010	9,00 x 10 ⁶	5,10 x 10 ⁶	1,50 x 10 ⁴	1,25 x 10 ⁵
11/2010	2,00 x 10 ⁷	1,80 x 10 ⁶	1,00 x 10 ³	2,10 x 10 ⁵
12/2010	1,50 x 10 ⁶	9,50 x 10 ⁵	2,50 x 10 ³	2,75 x 10 ⁴
01/2011	8,75 x 10 ⁷	2,35 x 10 ⁵	3,00 x 10 ⁴	6,75 x 10 ⁴
02/2011	6,25 x 10 ⁷	2,50 x 10 ⁶	5,00 x 10 ⁴	8,25 x 10 ⁴
03/2011	5,00 x 10 ⁷	1,25 x 10 ⁶	7,50 x 10 ⁴	8,60 x 10 ⁴
04/2011	1,20 x 10 ⁷	3,60 x 10 ⁶	3,35 x 10 ⁴	7,75 x 10 ⁴
05/2011	1,55 x 10 ⁷	3,75 x 10 ⁶	4,15 x 10 ⁴	8,75 x 10 ⁴
06/2011	7,50 x 10 ⁶	9,50 x 10 ⁵	1,35 x 10 ⁴	2,25 x 10 ⁴
07/2011	2,50 x 10 ⁶	7,50 x 10 ⁵	1,50 x 10 ⁴	2,35 x 10 ⁴
08/2011	1,30 x 10 ⁷	6,00 x 10 ⁵	2,50 x 10 ³	4,10 x 10 ⁴
09/2011	1,95 x 10 ⁷	2,25 x 10 ⁶	3,45 x 10 ⁴	4,35 x 10 ⁴
10/2011	1,10 x 10 ⁷	1,50 x 10 ⁶	2,52 x 10 ⁴	3,35 x 10 ⁴
11/2011	1,60 x 10 ⁷	2,00 x 10 ⁶	1,90 x 10 ⁴	2,15 x 10 ⁴
12/2011	1,70 x 10 ⁷	2,00 x 10 ⁶	1,90 x 10 ⁴	2,00 x 10 ⁴
01/2012	7,00 x 10 ⁷	1,00 x 10 ⁵	3,00 x 10 ³	4,60 x 10 ⁴
02/2012	4,60 x 10 ⁷	4,45 x 10 ⁴	6,50 x 10 ⁴	4,35 x 10 ⁴
03/2012	1,70 x 10 ⁷	4,10 x 10 ⁶	1,25 x 10 ⁵	3,65 x 10 ⁴
04/2012	1,80 x 10 ⁷	4,20 x 10 ⁶	1,25 x 10 ⁵	3,75 x 10 ⁴
\bar{x}	2,05 x 10⁷	2,25 x 10⁶	3,55 x 10⁴	9,99 x 10⁴

EB: Esgoto bruto afluente, ETS: Efluente tanque séptico, EF1: Efluente filtro 1, EF2: Efluente filtro 2.

Segundo Stevik & Ausland (2004) e Bancolé (2003) a remoção de microrganismos em filtros de areia em regime de fluxo intermitente situa-se em torno de aproximadamente 2 a 6 unidades logarítmicas, ocorrendo devido à retenção e à degradação da matéria orgânica. Essa remoção aumenta em virtude das condições aeróbias associadas ao aumento da temperatura e redução do pH (VAN BUUREN *et al.*, 1999).

A concentração média de coliformes termotolerantes no esgoto bruto foi de 2,05 x 10⁷UFC/100mL. Segundo Oliveira (2005), a faixa considerada típica para esgoto bruto predominantemente doméstico no Brasil varia de 10⁶ - 10⁹ UFC/100mL. No efluente do tanque séptico, o valor médio de coliformes termotolerantes situou-se na faixa de 2,25 x 10⁶ UFC/100mL.

Após a passagem do efluente pelos filtros de areia, os valores médios de coliformes termotolerantes nos filtros 1 e 2 foram de $3,55 \times 10^4$ UFC/100mL e $9,99 \times 10^4$ UFC/100mL, respectivamente. No entanto essa remoção poderá ser maximizada com a recirculação do efluente pelos filtros.

Trabalhos realizados com recirculação do material efluente comprovam diminuição nos parâmetros microbiológicos. Remoções de coliformes fecais em torno de 2 unidades logarítmicas foram verificadas por Bernard *et al.*, (2008), Verma *et al.*, (2001), para cada passagem do efluente através do filtro. Assayed (2010), trabalhando com sistema composto por tanque séptico seguido por um filtro de areia em regime de fluxo intermitente para tratar águas cinzas de efluente doméstico alcançou remoções de até 2 unidades logarítmicas de *E. coli* a cada recirculação.

Neste trabalho foi alcançado remoção de 3 unidades logarítmicas após passagem pelos filtros intermitentes, com leito de areia de 1 m e 0,5 m. Tonetti, *et al.*, (2012), trabalhando com filtros aeróbios alcançou remoções de 2 unidades logarítmicas com leito de areia de 0,75m.

De acordo com as diretrizes estabelecidas pela WHO (2006), os valores obtidos nos efluentes dos filtros intermitentes em paralelo durante a realização da pesquisa, podem ser aplicados para agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva, tornando-se viáveis também para a irrigação por aspersão de cereais e culturas a serem industrializadas, silviculturas, árvores frutíferas e forrageiras para feno e silagem, nas quais é exigido efluente com densidade limite de 10^5 UFC/100 mL⁻¹.

5.1.3.2 – OVOS DE HELMINTOS

Para a realização da análise de ovos de helmintos, foram adotados tempos de sedimentação de 24 horas após a coleta, para realização das análises do esgoto bruto, efluente do tanque séptico e efluentes dos filtros intermitentes 1 e 2.

Na Tabela 7 são apresentados os dados referentes às 26 determinações de ovos de helmintos realizadas durante o período de fevereiro de 2010 a março de 2012.

Tabela 7 – Dados referentes às concentrações de ovos de helmintos no esgoto bruto, efluente do tanque séptico e dos filtros intermitentes.

(mês/ano)	Ovos de Helmintos/L			
	EB	ETS	EF1	EF2
03/2010	343	143	ND	ND
04/2010	340	117	ND	ND
05/2010	320	153	ND	ND
06/2010	344	133	ND	ND
07/2010	304	108	ND	ND
08/2010	275	100	ND	ND
09/2010	225	105	ND	ND
10/2010	210	99	ND	ND
11/2010	200	100	ND	ND
12/2010	217	90	ND	ND
01/2011	300	100	ND	ND
02/2011	250	80	ND	ND
03/2011	240	75	ND	ND
04/2011	200	100	ND	ND
05/2011	200	75	ND	ND
06/2011	170	80	ND	ND
07/2011	200	100	ND	ND
08/2011	217	160	ND	ND
09/2011	210	95	ND	ND
10/2011	200	88	ND	ND
11/2011	220	160	ND	ND
12/2011	200	167	ND	ND
01/2012	210	156	ND	ND
02/2012	218	165	ND	ND
03/2012	222	169	ND	ND
04/2012	220	163	ND	ND
\bar{x}	241	117	ND	ND

EB: Esgoto bruto afluente, ETS: Efluente tanque séptico, EF1: Efluente filtro 1, EF2: Efluente filtro 2.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 7, verifica-se que não foi detectada a presença de ovos de helmintos no efluente produzido pelos filtros intermitentes. Este fato comprova a eficiência desse tipo de tratamento na remoção dessa fauna parasitária prevalente nos esgotos de países de clima tropical, a exemplo do Brasil.

A concentração média de ovos de helmintos no esgoto bruto foi de 241 ovos.L⁻¹, apresentando valor mínimo de 170 e valor máximo de 344 ovos.L⁻¹. No efluente do tanque séptico, a concentração diminuiu para 117 ovos.L⁻¹ com valor mínimo de 75 e valor máximo de 169 ovos.L⁻¹, representando eficiência de remoção de 51% (Apêndice M). Os ovos de helmintos apresentaram boa capacidade de sedimentação e foram acumulados no lodo existente no tanque

séptico em consequência da elevada capacidade de retenção em sólidos. Os efluentes dos filtros intermitentes não apresentaram ovos de helmintos, provavelmente os ovos permaneceram no interior dos filtros ou ficaram aderidos ao meio filtrante.

Os resultados encontrados nesse trabalho foram superiores aos encontrados por Cavalcante *et al.*, (2010), que utilizaram filtros anaeróbios como pós-tratamento e obtiveram eficiência de remoção de 99,30% de ovos de helmintos no efluente de filtros preenchidos com fragmentos de material de polietileno.

Luna *et al.*, 2013, trabalhando com filtros de areia em regime de fluxo intermitente como pós-tratamento de reator anaeróbio obtiveram após a passagem pelos filtros, efluentes isentos de ovos de helmintos, com uma única passagem pelo leito de areia.

Desta forma, verifica-se que o efluente produzido pelos filtros de areia em regime de fluxo intermitente atenderam as diretrizes da WHO (2006), que estabelece valor ≤ 1 ovo.L⁻¹, para aplicação do efluente com fins agrícola.

5.1.4 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

Na Tabela 8 são apresentados os dados referentes à análise de variância (ANOVA) realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros intermitentes 1 e 2.

Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) realizada nos efluentes dos filtros em paralelo 1(1 metro de profundidade) e 2 (0,5 metro de profundidade).

	F	F Crítico	Valor P	≠ Significativa
Alcalinidade total	0,101546	3,900236	0,750398	Não há diferença
DQO bruta	5,866377	3,927393	0,017067	Há diferença
DQO filtrada	0,782007	3,995887	0,379945	Não há diferença
SST	13,85311	4,241699	0,001008	Há diferença
Turbidez	5,729509	3,916932	0,018169	Há diferença
NTK	2,133196	3,921478	0,146797	Não há diferença
Nitrito	0,002384	3,898787	0,961119	Não há diferença
Fósforo total	0,713877	3,909729	0,399622	Não há diferença
Ortofosfato solúvel	0,375464	3,905942	0,540994	Não há diferença
Coliformes termotolerantes	5,541951	4,03431	0,022536	Há diferença

A análise de variância (ANOVA) realizada para as concentrações de alcalinidade total, DQO filtrada, NTK, nitrito, fósforo total e ortofosfato solúvel, do efluente produzido pelos filtros intermitentes em paralelo, não apresentaram diferenças estatisticamente significativas.

Analisando os dados apresentados na Tabela 8, observa-se que em relação à remoção de material carbonáceo, os parâmetros DQO bruta, SST e turbidez apresentaram diferenças estatisticamente significativas. Com relação a coliformes termotolerantes, o efluente dos filtros estudados apresentaram valores que estão dentro da faixa recomendada pela WHO (2006) para irrigação de culturas a serem industrializadas, nas quais é exigido efluente com densidade limite de 10^5 UFC/100mL⁻¹.

5.2 – SISTEMA EXPERIMENTAL 2 – FILTROS DE AREIA EM REGIME DE FLUXO INTERMITENTE TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB

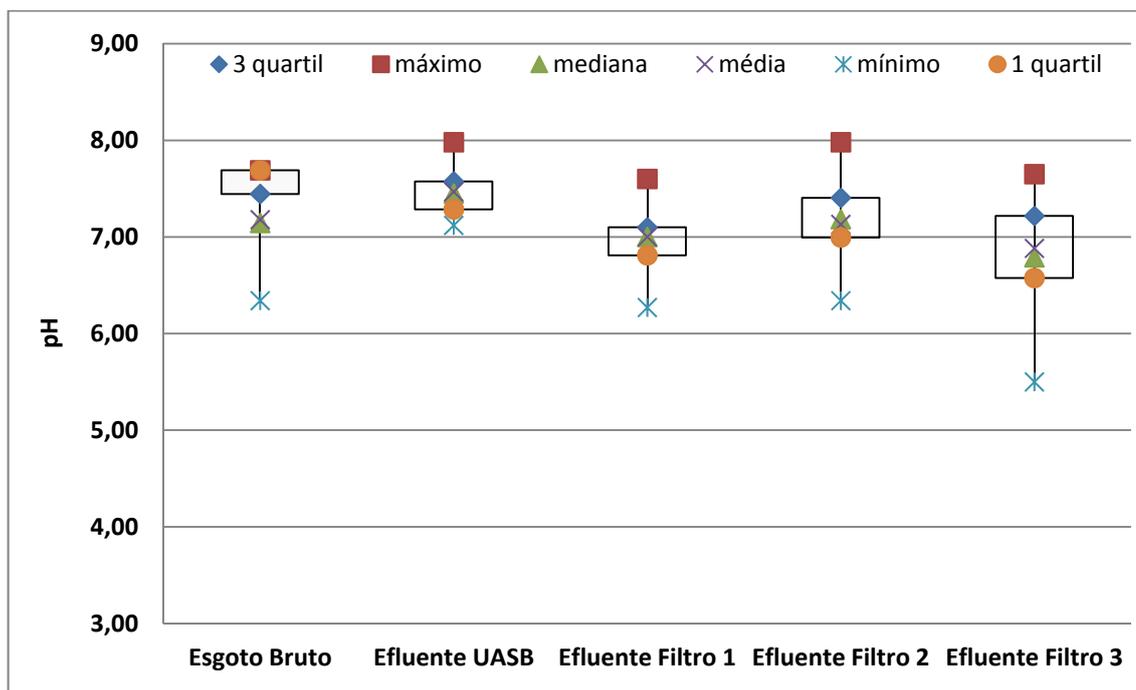
Neste item serão apresentados os parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade total, DQO bruta, DQO filtrada, sólidos suspensos totais), remoção de nutrientes (NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato) e qualidade sanitária (coliformes termotolerantes e ovos de helmintos) do sistema experimental 2 obtidos durante o período de abril de 2010 a junho de 2012.

5.2.1 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

5.2.1.1 – pH

Na Figura 19 são apresentados os dados referentes aos valores de pH do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1 e 2, em paralelo e filtro 3, em série, durante a pesquisa.

Figura 19 – Valores de pH no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante o período de avaliação.



Analisando os dados da Figura 19, observa-se que os valores de pH no esgoto bruto e efluente do reator UASB apresentaram variações de 6,34 a 7,69 e 7,12 a 7,98, respectivamente, mantendo-se sempre próximo da neutralidade, apresentando valores de $7,18 \pm 0,34$ no esgoto bruto e de $7,47 \pm 0,24$ no efluente do reator UASB.

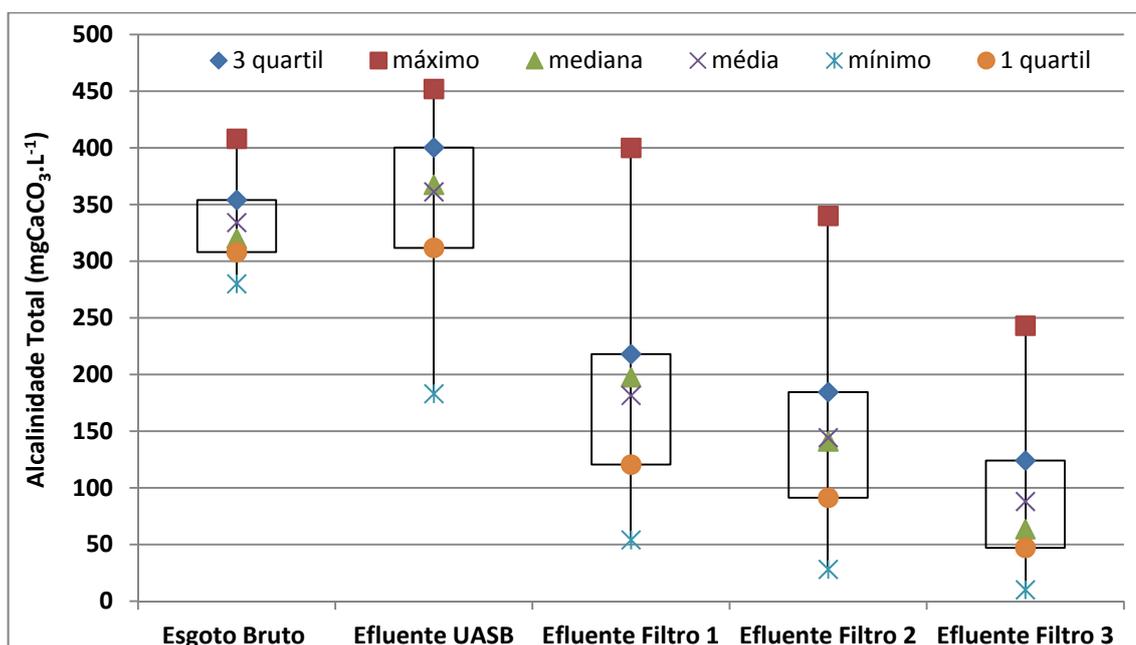
Os efluentes dos filtros 1 e 2, dispostos em paralelo, apresentaram uma ligeira diminuição em relação ao efluente do reator UASB, $7,0 \pm 0,36$ para o filtro 1 e $7,13 \pm 0,42$ para o filtro 2, o filtro 3, em série apresentou variações de 5,50 a 7,65, com concentração média de $6,88 \pm 0,50$.

Os resultados de pH obtidos nos efluentes finais dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, com valores de pH situando-se entre 5,0 e 9,0, obedecendo à norma vigente com relação a padrões de lançamento em corpos receptores.

5.2.1.2 – ALCALINIDADE TOTAL

Na Figura 20 são apresentados os dados referentes aos valores da alcalinidade total do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros intermitentes, durante o período de avaliação.

Figura 20 – Valores das concentrações da alcalinidade total no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante o período de abril de 2010 a junho de 2012.



O valor médio da alcalinidade total do esgoto bruto foi de $334 \pm 36,0$ $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. No efluente do reator UASB o valor médio foi de 361 ± 66 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 20). No efluente do filtro 1, os valores variaram de 54 a 300 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, com concentração média de $173 \pm 76,0$ $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, no efluente do filtro 2, os valores variaram de 31 a 329 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, com concentração média de $141 \pm 69,0$ $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e no efluente do filtro 3, os valores apresentaram variação de 35 a 205 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, com concentração média de $88 \pm 51,0$ $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

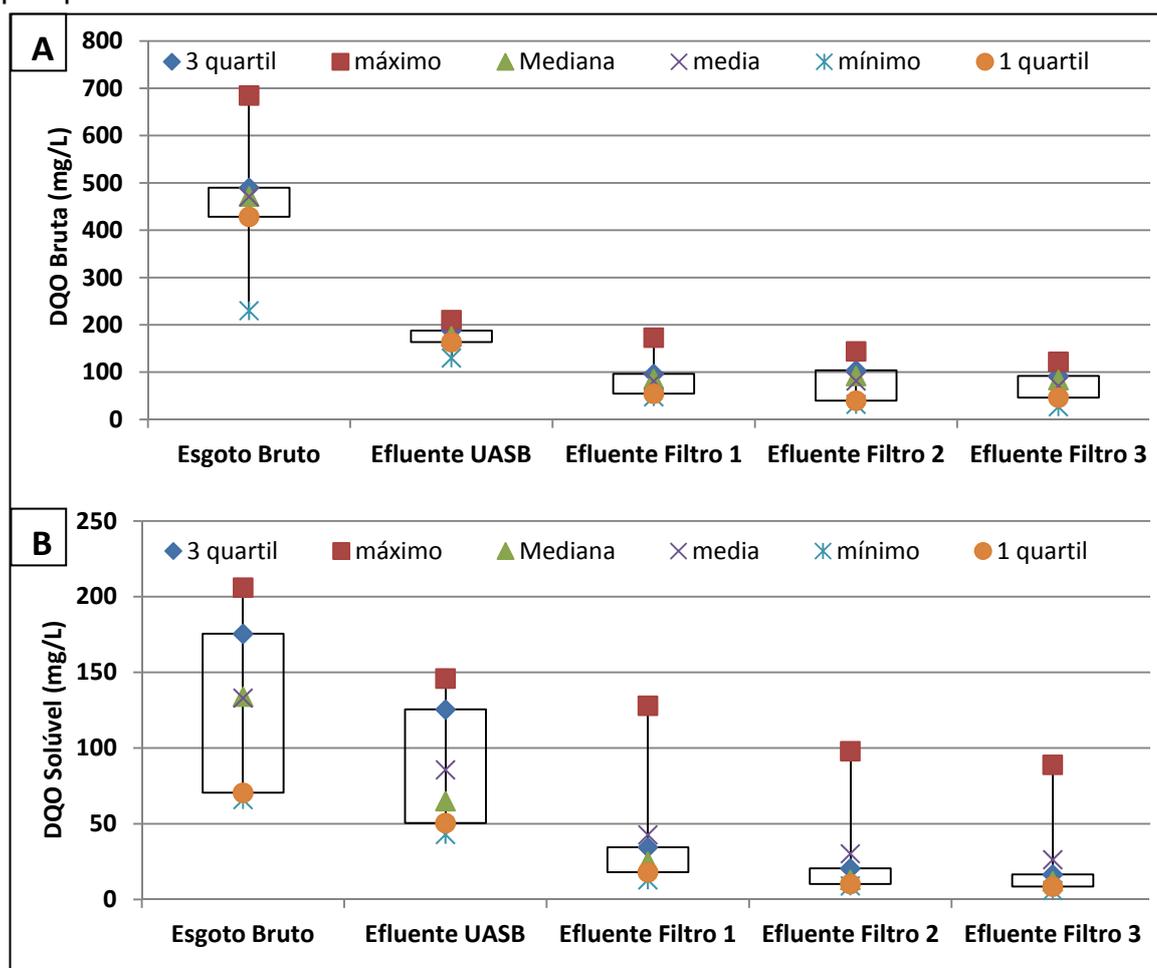
Apesar do consumo de alcalinidade ter sido verificado, houve pequenas reduções nos valores do pH conforme verificado no item 5.2.1.1, indicando que o efluente do reator UASB apresentou boa capacidade de tamponamento, confirmando o consumo da alcalinidade e estabilidade no pH. Os valores das

concentrações de alcalinidade total nos efluentes dos filtros de areia em regime de fluxo intermitentes 1,2 e 3, confirmam as concentrações elevadas de nitrato ($34 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, $35 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $42 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), respectivamente.

5.2.1.3 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

Na Figura 21 são apresentados os dados referentes aos valores da DQO bruta (A) e DQO solúvel (B) do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3.

Figura 21 – Valores das concentrações da DQO bruta (A) e DQO filtrada (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.



A concentração média da DQO bruta e filtrada do esgoto bruto foi de 471 e 133 mg.O₂.L⁻¹, respectivamente. A DQO bruta variou de 230 mg.O₂.L⁻¹ a 685 mg.O₂.L⁻¹ e a DQO filtrada de 66 mg.O₂.L⁻¹ a 206 mg.O₂.L⁻¹. A grande variação na concentração de DQO no esgoto bruto pode estar relacionada à variação na concentração dos sólidos presentes. Algumas vezes o esgoto apresentava-se concentrado, outras vezes bastante diluído durante o período experimental. No efluente do reator UASB, a concentração média de DQO bruta foi de 174 mg.O₂.L⁻¹ e de DQO filtrada foi de 86 mg.O₂.L⁻¹ (Apêndices N e O).

Mahmoud (2008) operou um reator UASB tratando esgotos doméstico, com TDH de 10h e carga orgânica volumétrica de 3,35 gDQO.m³.d e obteve remoções de DQO bruta e filtrada de 54% e 23%, respectivamente. Moawad *et al.*, (2009) também trabalhando com reator UASB para tratar esgotos domésticos, obtiveram durante os três primeiros meses, remoções de DQO bruta de 57%, com TDH de 4h e carga orgânica média de 2,33 kg DQO m⁻³.dia⁻¹. Nesse trabalho, a remoção de DQO bruta e filtrada no efluente do reator UASB, com TDH de 8 horas, foi de 63% e 35%, respectivamente.

Nos filtros de areia em regime de fluxo intermitentes 1, 2 e 3 as concentrações médias de DQO bruta (Figura 21) foram de 81 mgO₂.L⁻¹ nos filtros em paralelo, e de 71 mgO₂.L⁻¹ no filtro em série, com eficiências de remoção de 53% nos filtros 1 e 2 e 59% no filtro 3. As eficiências de remoção em relação à DQO filtrada foram de 50% e 65% nos filtros em paralelo e 69% no filtro em série, indicando que a cultura biológica responsável pelo tratamento encontrava-se completamente desenvolvida.

Alguns autores trabalharam com reatores anaeróbios e diferentes cargas aplicadas, a exemplo de Tonetti *et al.*, (2012) que monitorou um filtro anaeróbio tratando esgotos domésticos com TDH de 3h e obtiveram remoções de 58% de DQO bruta. Elmitwalli *et al.*, (2008) operaram um filtro anaeróbio tratando esgotos domésticos com TDH de 1,5 h e obtiveram remoções de DQO bruta de 40%. Tonetti *et al.*, (2011), Camargo *et al.*, (2001) tratando esgotos domésticos em filtros anaeróbios com TDH de 9h alcançaram remoções de DQO bruta superiores a 70%.

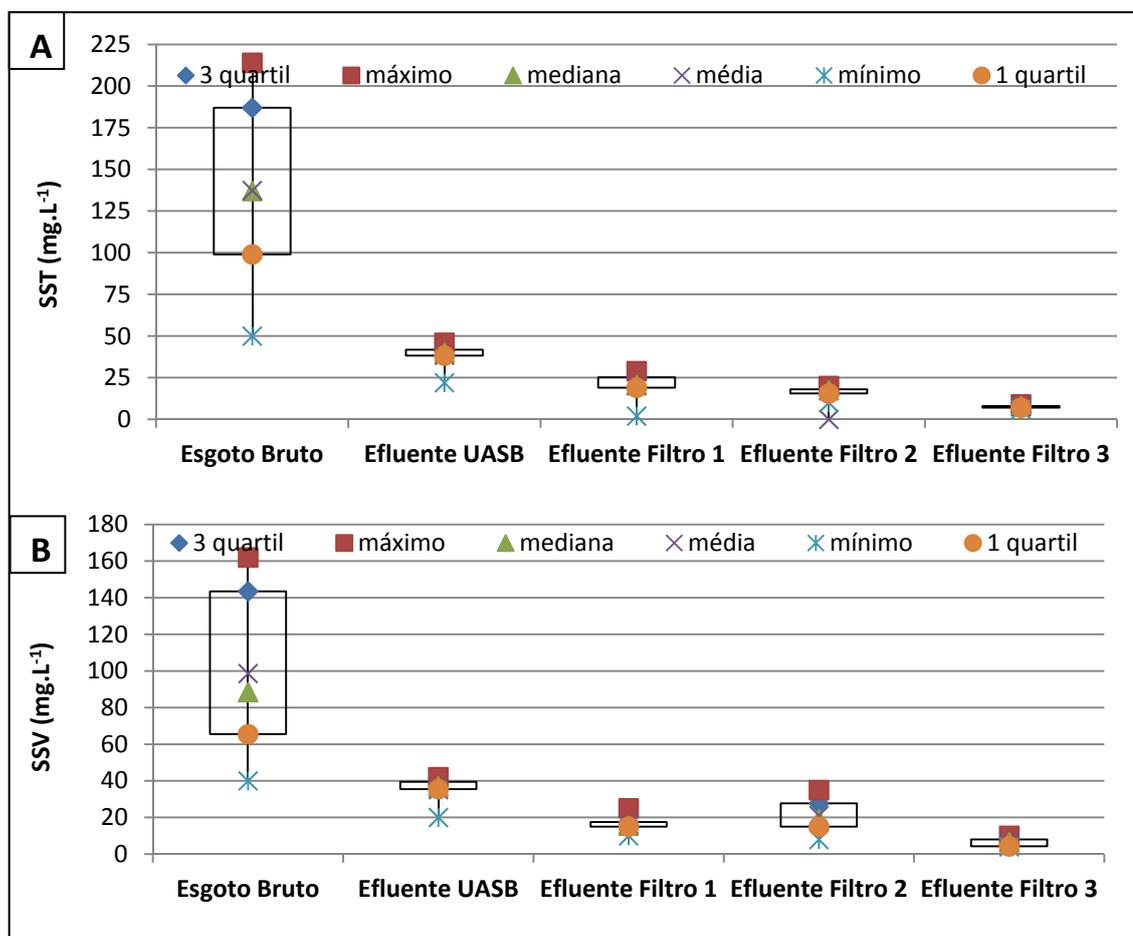
Diante dos dados citados, verifica-se que a adoções de TDH menores que os recomendados pela NBR 13969 (1997), no mínimo de 22 horas para vazões médias até 1500 L.d⁻¹ para filtro anaeróbio monitorado em regiões de

temperatura acima de 25°C, são suficientes para alcançar remoções satisfatórias em uma única etapa de tratamento. Quando se aplica um pós-tratamento em filtros de areia intermitentes, no caso específico deste trabalho, a remoção de DQO se torna maior, permitindo o uso do efluente gerado para reuso agrícola, desde que o efluente esteja compatível com a legislação vigente.

5.2.1.4 – SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS

Na Figura 22 são apresentados os dados referentes aos valores dos sólidos suspensos totais (A) e sólidos suspensos voláteis (B) do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.

Figura 22 – Valores dos SST (A) e SSV (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3.



Conforme apresentado na Figura 22, observa-se que os valores médios de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis no esgoto bruto foram de 137 e 99 mg.L⁻¹, respectivamente. No efluente do reator UASB os valores foram de 38 e 35 mg.L⁻¹, com eficiência de remoção média de 72% e 64% no tratamento anaeróbio (Apêndices P e Q).

Segundo Tawfik *et al.*, (2008) trabalhando com reator UASB tratando esgotos domésticos, com TDH de 24 horas e cargas hidráulicas que variaram entre 1,9 a 4,4 kgDQO.m⁻³.dia⁻¹, alcançaram remoções similares de SST e SSV de 72% e 75%. Alvarez *et al.*, (2006) tratando esgotos domésticos em reator UASB com TDH de aproximadamente 10 horas, alcançaram remoções de SST de 85% após atingir o regime estacionário.

Os valores médios de sólidos suspensos totais no efluente dos filtros de areia intermitentes em paralelo 1 e 2 foram, respectivamente, 21 mg.L⁻¹ e 25 mg.L⁻¹ enquanto que no filtro em série, o valor foi de 10 mg.L⁻¹. Os valores médios de sólidos suspensos voláteis foram de 16 mg.L⁻¹ e 21 mg.L⁻¹ nos filtros em paralelo e 7 mg.L⁻¹ no filtro em série. A eficiência de remoção de sólidos suspensos totais nos filtros 1, 2 e 3, em relação ao efluente do reator UASB, foi de 44, 34 e 73%, respectivamente. Com relação aos sólidos suspensos voláteis, a eficiência de remoção no efluente dos filtros 1, 2 e 3 foram de 54, 40 e 80% (Apêndices P e Q).

Busato e Pawlowsky (2005) trabalhando com reator UASB seguido de filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário obtiveram eficiência de remoção total de 71% de SST. Jordão *et al.*, (2005) operaram um sistema constituído de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio tratando esgotos domésticos com remoção de SST de 93%, resultando em um efluente com concentração final de 14 mg.L⁻¹.

Tyagi *et al.*,(2009) operaram um sistema constituído de reator UASB seguido por filtro lento de areia tratando esgotos domésticos, obtiveram eficiência de remoção de 89,1% de sólidos em suspensão. Esses resultados foram superiores aos resultados encontrados neste estudo, porém, a taxa de aplicação era de 140 L.m⁻².dia⁻¹, bem inferior a empregada nesse trabalho (380 m⁻².d⁻¹). Por outro lado, Tao *et al.*, (2009) obtiveram remoções satisfatórias de 90% de SST monitorando um tanque séptico seguido de filtro de areia em

regime de fluxo intermitente, adotando uma taxa de aplicação superficial de 200 L.m⁻².dia.

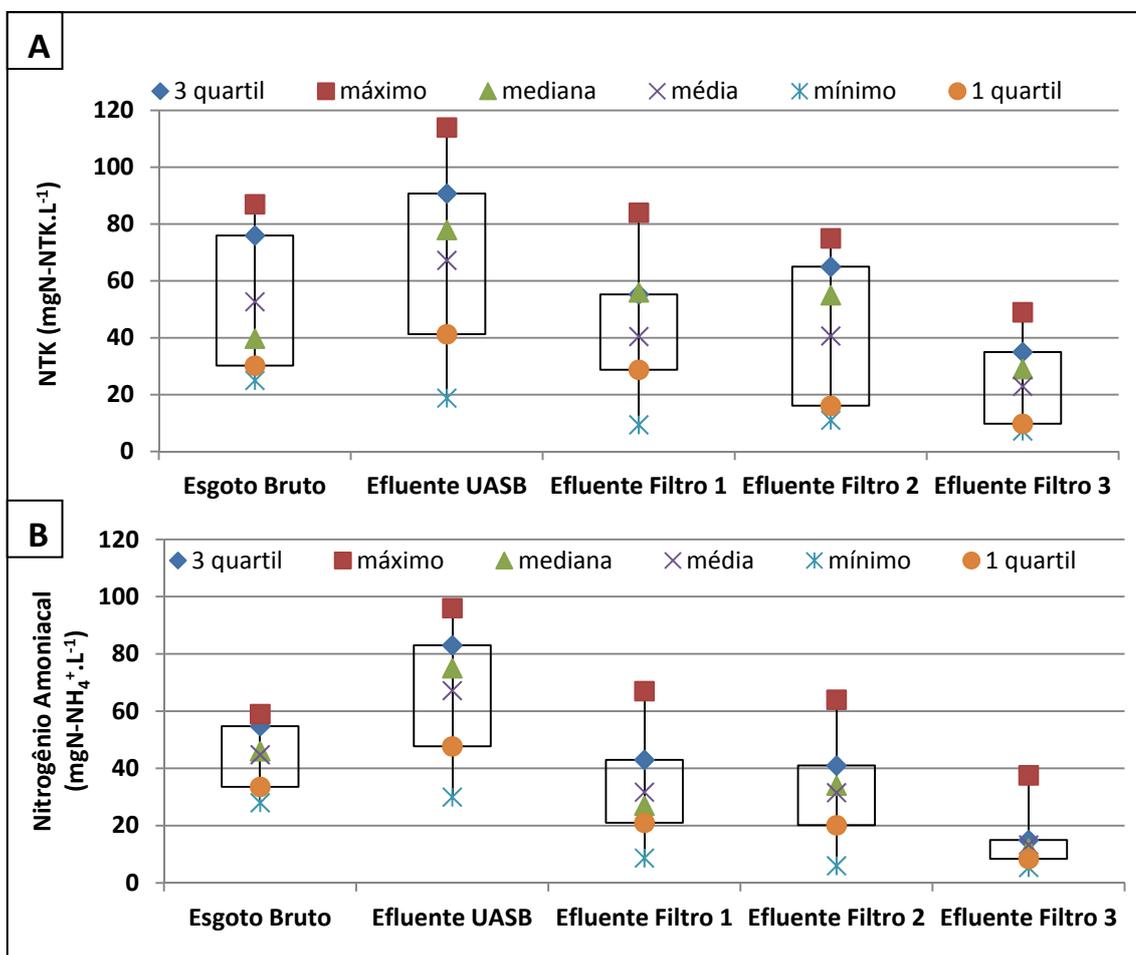
5.2.2 – NUTRIENTES

Nesse item serão apresentados os dados referentes aos compostos nitrogenados (NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), como também do fósforo total e ortofosfato solúvel.

5.2.2.1 – COMPOSTOS NITROGENADOS

Os resultados de N-NTK (A) e N-NH₄⁺ (B) são apresentados na Figura 23.

Figura 23 – Valores das concentrações de N-NTK (A) e N-NH₄⁺ (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros, durante a pesquisa.



Analisando os dados apresentados na Figura 23.A, observa-se que a concentração média de N-NTK do esgoto bruto foi de 53 mgN-NTK.L⁻¹. O efluente produzido no reator UASB apresentou valores que variaram de 18 a 114 mgN-NTK.L⁻¹, com concentração média de 67 mgN-NTK.L⁻¹. Durante quase todo o experimento, o efluente produzido no reator UASB apresentou concentrações maiores de nitrogênio total Kjeldahl do que o esgoto bruto afluente. Este fato pode ser explicado devido ao lodo adicionado ao reator UASB no início da operação, que possivelmente arrastava biomassa junto com efluente nos horários de aplicação da carga, como também em virtude das coletas de amostras pontuais para realização das análises.

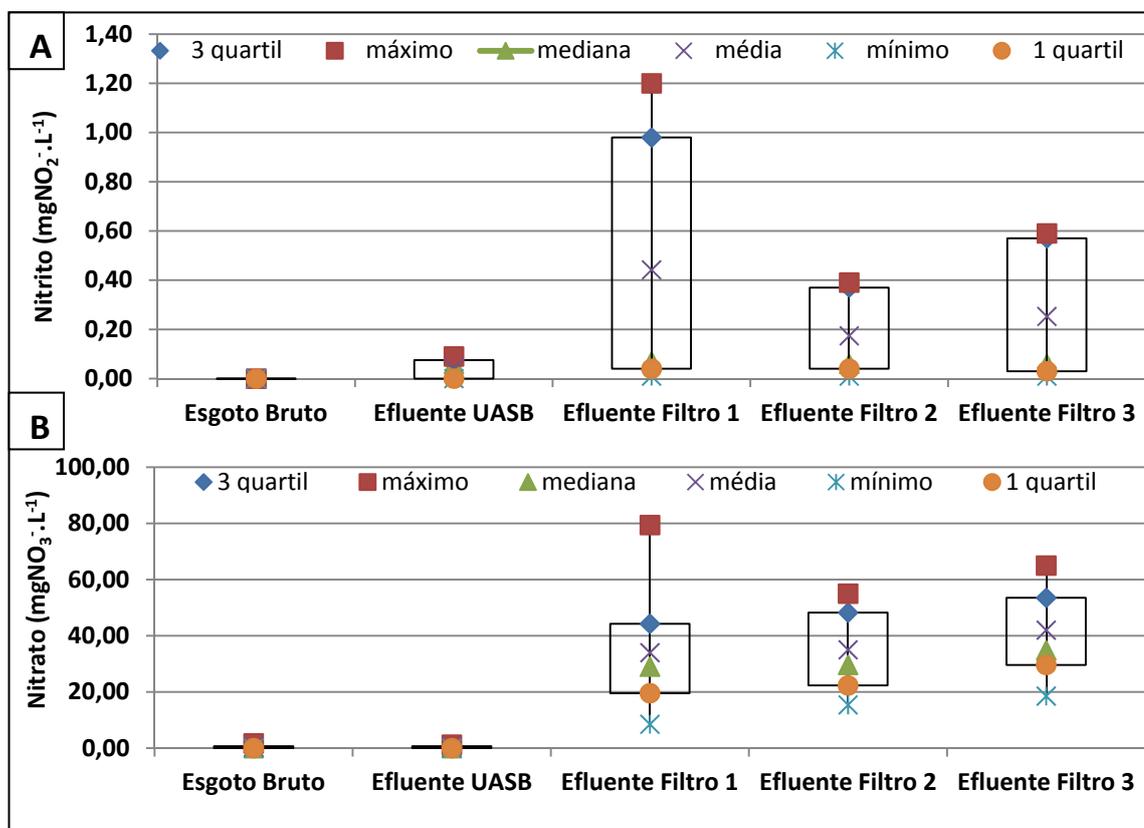
Na Figura 23.B, observa-se que os valores de nitrogênio amoniacal foram de 45 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ no esgoto bruto, 67 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ no efluente do reator UASB, 32 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ para o efluente dos filtros em paralelo 1 e 2 e 12 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ para o efluente do filtro 3, em série.

Em sistemas de tratamento anaeróbio, a exemplo do reator UASB, espera-se uma baixa eficiência em termos de conversão de compostos nitrogenados, uma vez que os valores de pH permaneceram em torno de 7 unidades. Essa faixa de pH impede que a amônia seja volatilizada para a forma de N-NH₃⁺.

Neste trabalho apenas a concentração de nitrogênio amoniacal no filtro 3, filtro em série, atendeu os requisitos de recomendação aos padrões de lançamento, com limite de até 20 mg.L⁻¹ de N-NH₄⁺, previsto pela resolução CONAMA 430 (2011) para lançamento em corpos receptores.

Na Figura 24 são apresentados os dados referentes aos valores de nitrito (A) e nitrato (B) do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros durante a pesquisa.

Figura 24 – Valores das concentrações de N-NO_2^- (A) e N-NO_3^- (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.



Analisando os dados apresentados na Figura 24.A, observa-se que a concentração média de nitrito no efluente do reator UASB foi de 0,04 mgN-NO₂⁻, 0,44 mgN- NO₂⁻ no efluente do filtro 1 e 0,17 mgN- NO₂⁻ no efluente do filtro 2 (filtros em paralelo), e de 0,25 mgN- NO₂⁻ no efluente do filtro 3 (filtro em série).

A concentração média de nitrato no esgoto bruto foi de 0,42 mgN-NO₃⁻ e no efluente do reator UASB foi de 0,29 mgN-NO₃⁻. Após a passagem pelos filtros de areia 1 e 2, em paralelo, as concentrações foram de 34 e 35 N-NO₃⁻, e 42 mgN-NO₃⁻, no filtro 3, em série (Figura 24.B). A eficiência de nitrificação nos filtros em paralelo 1 e 2, foi de 51% e 52%, respectivamente, enquanto que no filtro em série 3, a eficiência foi de 62%.

Segundo Tonetti (2008), o alto desempenho da nitrificação desde o início do experimento está relacionado à existência de bactérias nitrificantes agregadas na própria areia, que possivelmente multiplicaram-se logo nas primeiras semanas de aplicação do efluente proveniente do reator UASB. Outro fator que confirma a alta eficiência da nitrificação foi o alto consumo de

alcalinidade, que apresentou concentrações médias no efluente do reator UASB de $361 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e no efluente dos filtros de areia intermitentes 1, 2 e 3 de 181, 144 e $94 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

A alternância entre a aplicação das cargas aplicadas também contribui para o processo de nitrificação, uma vez que, na nitrificação as bactérias autotróficas oxidam amônia para nitrito e, em seguida, para nitrato, sendo este processo exclusivamente relacionado com a disponibilidade de oxigênio em ambiente aeróbio (SANTOS *et al.*, 2006).

Segundo Hoffmann *et al.*, (2005), o bom desempenho da nitrificação acontece devido a percolação do afluente, o material amoniacal fica retida nos interstícios dos grãos de areia, sendo então decomposta e oxidada até a próxima aplicação, carreando todo material mineralizado. Assim, grande parte da concentração de nitrato do afluente é o resultado da nitrificação das cargas anteriores.

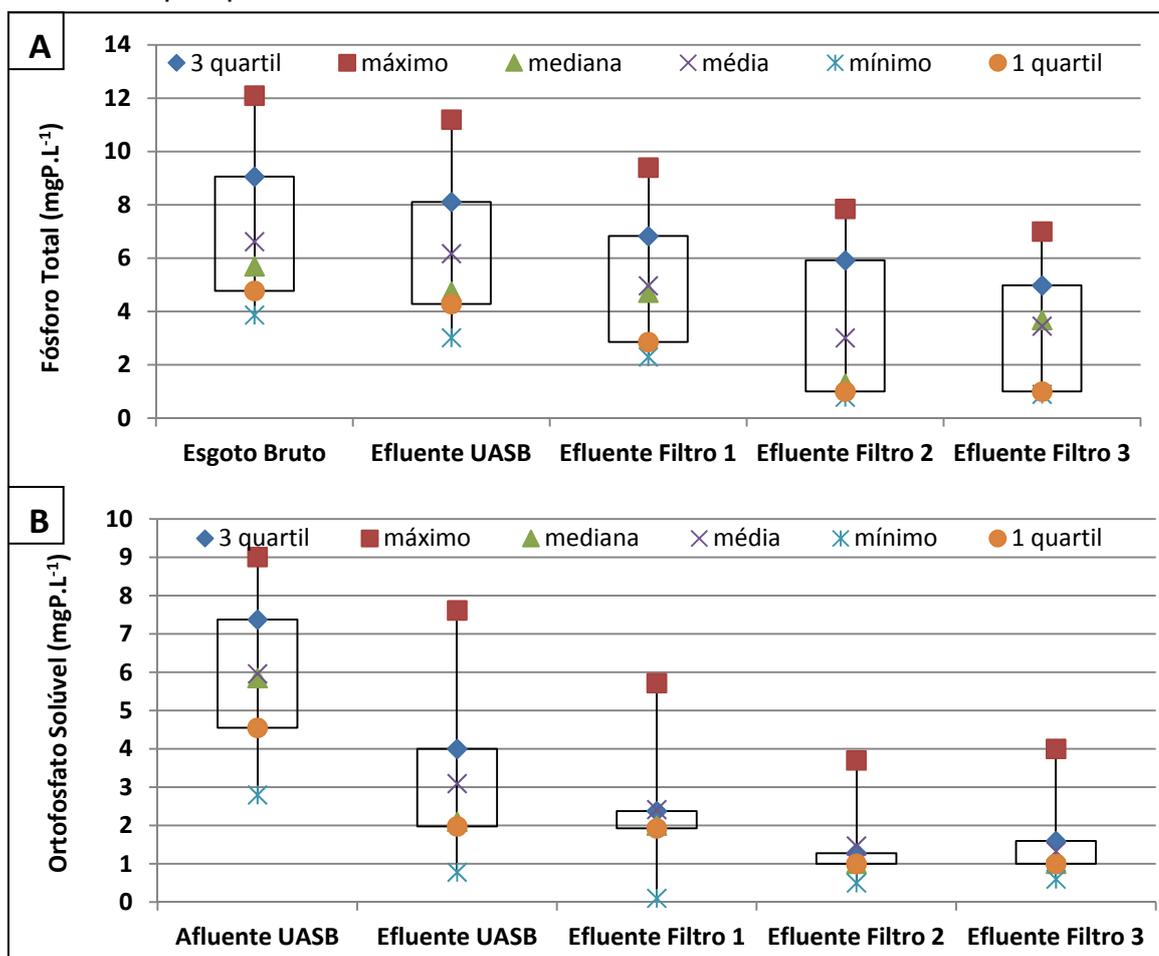
Tanto os filtros em paralelo quanto o filtro em série apresentaram eficiências de nitrificação superiores a 50%. Apesar disso, o sistema experimental 2 obteve índices de conversões de amônia inferiores aos valores encontrados no sistema experimental 1 (78% e 86%). Este fato pode ser explicado devido aos níveis elevados de nitrogênio amoniacal durante o experimento, associado à ligeira queda de pH.

No sistema experimental 2, o balanço de nitrogênio operando com filtros em paralelo e em série, apresentou conversão média de 51%, 52% e 62%, respectivamente, de nitrogênio amoniacal em nitrato durante a passagem do efluente do reator UASB pelos filtros 1, 2 e 3. Cohim *et al.*, (2007a) trataram esgoto doméstico com alta concentração de nitrogênio em sistema constituído por reator UASB seguido de filtro de areia em regime de fluxo intermitente, e obtiveram conversão de 50% da parcela de nitrogênio amoniacal para nitrato com taxa de aplicação de $600 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Nesse trabalho a taxa de aplicação foi de $380 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

5.2.2.2 – FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO SOLÚVEL

Na Figura 25 são apresentados os dados referentes aos valores de fósforo total (A) e ortofosfato solúvel (B) do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.

Figura 25 – Valores das concentrações de fósforo total (A) e ortofosfato solúvel (B) no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros 1, 2 e 3, durante a pesquisa.



A concentração média de fósforo total e ortofosfato solúvel no esgoto bruto foi de 7mgP.L⁻¹ e 5mgP- PO₄.L⁻¹, respectivamente. No efluente do esgoto bruto a concentração foi de 6 mgP.L⁻¹ e 3 mgP- PO₄.L⁻¹. Nos efluentes dos filtros 1 e 2 em paralelo, a concentração de fósforo foi de 5 mgP.L⁻¹, para o filtro 1 e 3 mgP.L⁻¹, para o filtro 2. O filtro em série também apresentou o mesmo valor que o filtro 2.

A remoção de fósforo total no efluente do reator UASB foi apenas 14% (Apêndice V). Como o reator UASB é um reator totalmente anaeróbio é esperada uma capacidade reduzida em remoção dos principais nutrientes presentes no esgoto como fósforo e nitrogênio (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Von Sperling (1996) a concentração média de fósforo para esgotos domésticos varia entre 5 mg.L⁻¹ e 25 mg.L⁻¹. Esse dado corrobora a afirmação de Jenkins e Hermanowicz (1991) de que a concentração destes compostos nos esgotos domésticos vem caindo continuamente ao longo dos anos em todo o mundo.

No efluente dos filtros 1 e 2, em paralelo, a eficiência de remoção de fósforo total em relação ao efluente do reator UASB foi de 16% e 50%. No efluente do filtro em série, a eficiência de remoção permaneceu a mesma do filtro em paralelo 2 (Apêndice V).

Com relação ao ortofosfato solúvel, a eficiência de remoção no efluente do reator UASB foi de 40%, no efluente do filtro 1, 33% e 66% nos efluentes dos filtros 2 e 3 (Apêndice X).

Segundo COHIM *et al.*, (2007a), com a maturação do filtro espera-se menor retenção ou mesmo liberação de fósforo. Anderson *et al.*, (1985) afirmam que a remoção de fósforo diminui a medida que a maturação do filtro ocorre, inicialmente a capacidade de retenção de fósforo tende a atingir valores percentuais em até 50% em filtros novos, essa constatação depende da composição do material suporte, geralmente essa remoção ocorre por precipitação e adsorção de fósforo.

As baixas concentrações de fósforo nos efluentes dos filtros, segundo Prochaska e Zouboulis (2003), podem estar associadas à incorporação do fósforo ao biofilme e a retenção pelos íons Fe³⁺, Al³⁺ e Ca²⁺ presentes nos leitos de areia.

Rodgers *et al.*,(2005) operaram um filtro intermitente com 0,9 m de profundidade, no qual inicialmente apresentava uma significativa remoção de fósforo e após 30 dias a capacidade foi reduzida devido a menores áreas de adsorção. Sovik e Klove (2005) obtiveram resultados que indicaram que os mecanismos de remoção de fósforo em filtros intermitentes ocorrem tanto por adsorção quanto por precipitação e que podem ser difíceis de distinguir entre esses dois processos de retenção.

Os efluentes dos filtros de areia em regime de fluxo intermitentes estudados neste trabalho podem ser utilizados para fertirrigação agrícola, uma vez que a conservação do fósforo presente nos efluentes representa uma oferta de nutrientes.

5.2.3 – PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

Os parâmetros microbiológicos (coliformes termotolerantes e ovos de helmintos) do afluente do esgoto bruto que alimentava o sistema experimental 2 e os efluentes do reator UASB, filtros em paralelo 1 e 2 e filtro 3, em série, foram monitorados mensalmente durante o período de abril de 2011 a abril de 2012, para a variável coliformes termotolerantes e durante o período de agosto de 2011 a abril de 2012 para a variável ovos de helmintos.

5.2.3.1 – COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Na Tabela 9 são apresentados os dados referentes às 13 determinações de coliformes termotolerantes realizadas durante a pesquisa.

Tabela 9 – Dados referentes às concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.

(mês/ano)	Coliformes termotolerantes (UFC/mL)				
	EB	E UASB	EF1	EF2	EF3
04.11	$1,55 \times 10^7$	$4,20 \times 10^6$	$6,30 \times 10^5$	$9,50 \times 10^5$	$4,00 \times 10^3$
05.11	$7,50 \times 10^6$	$5,60 \times 10^6$	$9,30 \times 10^5$	$9,95 \times 10^5$	$2,20 \times 10^4$
06.11	$2,50 \times 10^6$	$5,00 \times 10^6$	$2,45 \times 10^5$	$2,65 \times 10^5$	$2,50 \times 10^3$
07.11	$1,30 \times 10^7$	$1,90 \times 10^6$	$1,40 \times 10^5$	$5,45 \times 10^5$	$6,50 \times 10^3$
08.11	$1,95 \times 10^7$	$4,85 \times 10^6$	$2,50 \times 10^5$	$9,60 \times 10^5$	$9,35 \times 10^4$
09.11	$1,10 \times 10^7$	$2,70 \times 10^6$	$2,47 \times 10^5$	$6,10 \times 10^5$	$4,80 \times 10^4$
10.11	$1,60 \times 10^7$	$3,35 \times 10^6$	$3,15 \times 10^5$	$2,95 \times 10^5$	$9,50 \times 10^3$
11.11	$1,70 \times 10^7$	$6,50 \times 10^6$	$1,65 \times 10^4$	$2,25 \times 10^5$	$5,50 \times 10^3$
12.11	$7,00 \times 10^6$	$1,20 \times 10^6$	$1,65 \times 10^5$	$4,90 \times 10^5$	$1,45 \times 10^4$
01.12	$4,60 \times 10^7$	$2,80 \times 10^6$	$2,57 \times 10^5$	$6,15 \times 10^5$	$4,70 \times 10^4$
02.12	$1,70 \times 10^7$	$3,38 \times 10^6$	$3,16E+05$	$2,85 \times 10^5$	$9,40 \times 10^3$
03.12	$1,73 \times 10^7$	$6,50 \times 10^6$	$1,55 \times 10^4$	$2,15 \times 10^4$	$5,40 \times 10^3$
04.12	$1,80 \times 10^7$	$1,10 \times 10^6$	$1,45 \times 10^5$	$4,80 \times 10^5$	$1,43 \times 10^4$
\bar{x}	$1,58 \times 10^7$	$3,43 \times 10^6$	$2,82 \times 10^5$	$5,03 \times 10^5$	$2,17 \times 10^4$

EB: Esgoto bruto afluente, ETS: Efluente reator UASB, EF1: Efluente filtro 1, EF2: Efluente filtro 2; Efluente filtro 3.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 9, a densidade média de coliformes totais presentes no esgoto bruto foi de $1,58 \times 10^7$ UFC. No efluente do reator UASB, a concentração foi de $3,43 \times 10^6$ UFC. Esses valores estão dentro da faixa estabelecida por Jordão e Pessoa (2005) como típica para águas residuárias que varia entre 10^6 e 10^{10} .

Após a passagem pelos filtros intermitentes em paralelo, a densidade de coliformes termotolerantes diminuiu para $2,82 \times 10^5$ UFC/100mL no filtro 1 e $5,03 \times 10^5$ UFC/100mL no filtro 2, enquanto que no filtro em série 3, a densidade de coliformes foi de $2,17 \times 10^4$ UFC/100mL.

Ao comparar os resultados obtidos com os valores microbiológicos sugeridos pela Organização Mundial da Saúde WHO (2006) para uso de esgotos sanitários tratados, observa-se que os efluentes produzidos pelos filtros de areia em regime de fluxo intermitentes são viáveis para irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo, como

também para agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada e agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva.

5.2.3.2 – OVOS DE HELMINTOS

Na Tabela 10 são apresentados os dados referentes às 9 determinações de ovos de helmintos realizadas durante o período de monitoramento no sistema experimental 2.

Tabela 10 – Dados referentes às concentrações de ovos de helmintos no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente.

(mês/ano)	Ovos de Helmintos/L				
	EB	E UASB	EF1	EF2	EF3
08.11	200	120	ND	ND	ND
09.11	217	150	ND	ND	ND
10.11	210	110	ND	ND	ND
11.11	200	80	ND	ND	ND
12.11	220	140	ND	ND	ND
01.12	200	150	ND	ND	ND
02.12	210	130	ND	ND	ND
03.12	218	120	ND	ND	ND
04.12	222	120	ND	ND	ND
\bar{x}	211	124	ND	ND	\bar{x}

EB: Esgoto bruto afluente, E UASB: Efluente reator UASB, EF1: Efluente filtro 1, EF2: Efluente filtro 2, EF3: efluente filtro 3.
 ND: Não detectado

O valor médio da concentração de ovos de helmintos no esgoto bruto foi de 211 ovos.L⁻¹ enquanto que no efluente do reator UASB, o valor médio foi de 124 ovos. L⁻¹, propiciando eficiência de remoção de 41%, conforme apresentado no Apêndice Z.

A sedimentação dos ovos de helmintos tende a se acumular no leito do lodo inserido ao reator UASB, uma vez que apresenta regime de fluxo ascendente, assim como, a elevada capacidade de retenção de sólidos.

Não foi detectada a presença de ovos de helmintos tanto no efluente dos filtros em paralelo quanto no efluente do filtro em série. Esse comportamento comprova a eficiência do pós-tratamento em filtros intermitentes na remoção desse patógeno presente em esgotos de países de clima tropical, a exemplo do Brasil. A ausência de ovos de helmintos nos testes realizados indica que os mesmos ficam aderidos ao meio filtrante, provavelmente contribuindo para colmatação dos filtros.

Portanto, os efluentes produzidos pelos filtros, no que se refere a esse parâmetro, atendem as diretrizes estabelecidas pela WHO (2006), que estabelece valor ≤ 1 ovo.L⁻¹, tanto para irrigação restrita quanto para irrigação irrestrita.

5.2.4 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

Na Tabela 11 são apresentados os dados referentes à análise de variância (ANOVA) realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros intermitentes em paralelo 1 e 2.

Tabela 11 – Análise de variância realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros intermitentes em paralelo 1 e 2.

Variáveis	F	F Crítico	Valor P	≠ Significativa
Alcalinidade total	2,552863	4,034310	0,116396	Não há diferença
DQO bruta	5,866377	3,927393	0,017067	Há diferença
DQO filtrada	0,782007	3,995887	0,379945	Não há diferença
SST	1,558273	4,225201	0,22043	Não há diferença
SSV	3,468578	4,225201	0,073883	Não há diferença
Turbidez	2,655172	4,300949	0,11745	Não há diferença
NTK	0,00105	4,061706	0,9743	Não há diferença
Nitrito	3,730102	4,195972	0,06362	Não há diferença
C. termotolerantes	3,726527	4,259677	0,065453	Não há diferença

Analisando os dados da Tabela 11, observa-se que todos os parâmetros não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, o que comprova a

eficiência do tratamento aplicado, exceto para o parâmetro DQO bruta, que apresentou diferença significativa.

Na Tabela 12 são apresentados os dados referentes a análise de variância (ANOVA) realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros intermitentes em série 2 e 3.

Tabela 12 – Análise de variância realizada entre os valores médios dos parâmetros analisados nos efluentes dos filtros em série 2 e 3.

Variáveis	F	F Crítico	Valor P	≠ Significativa
Alcalinidade bruta	9,039598	4,0471	0,004232	Há diferença
DQO total	1,271974	4,051749	0,265245	Não há diferença
DQO filtrada	0,069276	4,130018	0,793983	Não há diferença
SST	27,23479	4,225201	1,89 x10 ⁵	Há diferença
SSV	36,64024	4,225201	2,15 x 10 ⁶	Há diferença
Turbidez	0,49916	4,300949	0,487285	Há diferença
NTK	9,718901	4,061706	0,003211	Há diferença
Nitrito	0,907616	4,195972	0,348900	Há diferença
C. termotolerantes	27,84642	4,259677	2,06 x10 ⁵	Há diferença

Analisando os dados apresentados na Tabela 12, observa-se que os filtros em paralelo, apresentaram diferenças estatisticamente significativas para todos os parâmetros analisada, com exceção da DQO bruta e filtrada.

Esse comportamento pode ser explicado em virtude do fato de se ter dois filtros com 0,5 m de profundidade e duas zonas microbiológicas em série o que propicia melhor eficiência no tratamento do efluente gerado.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesse trabalho demonstraram que os sistemas experimentais estudados apresentaram um bom desempenho em relação aos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e recuperação de nutrientes;

O pós-tratamento de efluente de tanque séptico e reator UASB, em filtros de areia em regime de fluxo intermitente apresentam-se como alternativas para produzirem efluentes de boa qualidade, com o mínimo de desperdícios para reúso agrícola;

No sistema experimental 1, os valores médios de coliformes termotolerantes nos efluentes dos filtros em paralelo foram de 10^4 UFC.100mL⁻¹, como também no efluente do filtro em série, do sistema experimental 2, atendendo as normas estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde para irrigação de agricultura de baixo nível tecnológico;

Os filtros de areia em regime de fluxo intermitente tanto no experimento 1 quanto no experimento 2, produziram efluentes isentos de ovos de helmintos atendendo as recomendações da Organização Mundial de Saúde tanto para reúso restrito quanto irrestrito na agricultura, no que se refere a este parâmetro;

A remoção de fósforo total no efluente produzido pelos filtros em paralelo do sistema experimental 1 foi de 16% no filtro 1 e de 33% no filtro 2. O efluente gerado pode ser utilizado na agricultura, contribuindo para minimizar os gastos com adubos industrializados;

A alimentação dos filtros a cada três horas nos sistemas experimentais, proporcionou o bom desempenho do processo de nitrificação durante todo o período de monitoração, constatando que o período de repouso foi suficiente para a conversão da amônia para nitrito e em seguida para nitrato, garantindo um efluente final com valores de nitrato variando de 29 a 42 mgN-NO₃⁻.L⁻¹;

O efluente do reator UASB em termos de eficiência de material carbonáceo é ligeiramente superior ao efluente do tanque séptico 63% e 48%, respectivamente. No entanto, o efluente produzido pelos filtros intermitentes dos dois sistemas apresentaram eficiências similares;

O filtro com 1 m de profundidade do sistema experimental 1 apresentou a mesma eficiência de remoção de coliformes termotolerantes que o filtro 3, em série, do sistema experimental 2, com 0,5 m de profundidade. Portanto, em

termos econômicos, torna-se mais viável a implementação de um único filtro com uma zona microbiológica, ao invés de dois filtros em séries com duas zonas microbiológicas.

7. RECOMENDAÇÕES

Investigar o processo de colmatação em filtros de areia intermitentes, tendo como base o acompanhamento da taxa de crescimento bacteriano superficial correlacionado com as diversas variáveis incluídas na operação do filtro, como: taxa de aplicação, frequência de dosagens e concentração de DQO afluente;

Investigar de forma detalhada o comportamento dos filtros de areia em regime de fluxo intermitente, sobretudo a que profundidade nos filtros ficam retidos os ovos de helmintos e qual a contribuição desses organismos na colmatação dos mesmos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio – aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 181-188. 2008.

AGENDA 21 BRASILEIRA. **Agricultura Sustentável**. 158p. Brasília, 2000.

AISSE, M. M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; JÜRGENSEN, D, ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico para o Tratamento de Esgoto Sanitário, In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa - PB. **Anais**, CD-ROM. ABES. p.1-11. 2001.

ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M, T. Análise crítica do uso do processo anaeróbio para tratamento de esgotos sanitários. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição no solo**. PROSAB. ABES. Rio de Janeiro – RJ, 1999.

ÁLVAREZ, J. A.; RUIZ, I.; GÓMES, M. PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1640–1649, 2006.

ANDERSON, D. L.; SIEGRIST, R. L.; OTIS, R. J. **Technology assessment of intermittent sand filters**. USEPA - Municipal Environ. Res. Lab. Cincinnati, OH, 1985.

ANDERSON; DAMANN, L.; SIEGRIST, Robert L.; OTIS, Richard J. Tec Assess of Int Sand Filter, U.S. Environmental Protection Agency. **Municipal Environmental Research** Laboratory. Cincinnati, Ohio. 1985.

ANDRADE NETO, C O de; VAN HAANDEL, A.; MELO, H N S. O uso do filtro anaeróbio para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no Brasil.

In: X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Braga, Portugal. **Anais** do X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.

ANDRADE-NETO, C. O.; MELO, H.; OLIVEIRA, F.; MELO-FILHO, C.; PEREIRA, M. Hidroponia forrageira com efluente de filtro anaeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

APHA – AWWA/WEF. EATON, A.D.; et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association. 1082 p, 2005.

APILÁNEZ, I.; GUTIÉRREZ, A.; DÍAZ, M. Effect of surface materials on initial biofilm development. **Bioresource Technology**, Great Britain, v. 66, p. 225-230, 1998.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AVGs) em reatores anaeróbios sob estresse; causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 153-161, 2005.

ASSAYED A.K.; DALAHMEH, S. S.; SULEIMAN, T. W. Onsite Greywater Treatment Using Septic Tank Followed by Intermittent Sand Filter- A Case Study of Abu Al Farth Village in Jordan. **International Journal of Chemical and Environmental Engineering**, v.1, n. 1, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502**: Rochas e solos. Rio de Janeiro, 1995.

AZEREDO, C. M.; COTTA, R.M.M.; SCHOTT, M.; MAIA, T.M.; MARQUES, E.S. Avaliação das condições de habitação e saneamento: a importância da visita domiciliar no contexto do Programa de Saúde da Família. **Ciência & Saúde Coletiva**, 12(3):743-753, 2007.

BANCOLÉ, A.; BRISSAUD, F.; GNAGNE, T. Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. **Water Science and Technology**, v. 48, p. 139-146, 2003.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D., Normas e Critérios de Qualidade para Reúso da Água. In: **Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários - PROSAB 4**, 2006.

BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; KELLER. **Organismos patogênicos e efeitos na saúde humana**. In: Desinfecção de efluentes sanitários. PROSAB 3. Rio De Janeiro-RJ.: ABES. P.27-88. 2003.

BATISTA, R. O.; SARTORI, M. A.; SOARES, A. A.; MOURA, F. N.; COSTA PAIVA, M. R. F. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 3, p. 152-164, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.625>.

BEAL, C.D; GARDNER, E.A; MENZIES, N.W. Process, performance and pollution potential: a review of septic tank-soil absorption systems. **Australian Journal of Soil Research**. v. 43, n.7, p. 781-802, 2005.

BERNARD, K.; PAY, D.; FLEMMING, K.; REINOUT, C. V. Potential of simple filters to improve microbial quality of irrigation water used in urban vegetable farming I Ghana. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 43, Issue 7 p. 749-755, 2008.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**, 3ª Edição, Wiley-Liss Publishers. New York, 746p, 2005.

BLUM, J.R.C. Critérios e padrões de qualidade da água. In: **Reúso de Água**. Editores Barueri, SP: Manoele, 2003.

BLUMENTHAL, U. J.; MARA, D. D.; PEASEY, A.; PALACIOS, G. R.; STOOT, R. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used. In **agriculture: recommendations for revising WHO guidelines**. Bulletin of the Health Organization, 2000, p.1104-1116.

BOLLER, M.; SCHWAGER, A.; EUGSTER, J.; MOTTIER, V. Dynamic behavior of intermittent buried filters. **Water Science and Technology**, Volume 28, número 10, pp. 99-107. 1993.

BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA. **Resolução nº 357, 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de março de 2011**. Diário Oficial da União. Brasília, 2011.

BUSATO, R.; PAWLOWSKY, U. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE de Imbituva. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, Campo Grande-MT, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 10p.

CALAWAY, W.T. Intermittent sand filters and their biology. **Water and Sewage Works**. Número 29. 1957.

CAMARGO, E. P. Doenças tropicais. **Estudos Avançados**. vol.22, n.64, p. 95-110. ISSN 0103-4014, 2008.

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A. Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 63-70, 2001.

CAPRA, A.; SCICOLONE.; B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**. V. 68. p. 135 –149, 2004.

CAVALCANTE, F. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ARAÚJO, A. L.; MELO, H. N. S. Eficiência sanitária de filtros anaeróbios avaliada em função da remoção de ovos de vermes e coliformes fecais. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica, Coyoacán**, v. 3, n. 1, p. 49-61, 2010.

CHECK, G. G.; WALLER, D. H.; LEE, S. A., PASK, D. A.; MOOERS, J. D. The lateralflow sand-filter system for septic-tank effluent treatment. **Water environmental Research**. Número 66, pp. 919–928. 1994.

CHERNICHARO, C. A. L. Anaerobic Reactors: Biological Wastewater Treatment. v.4. London: **IWA Publishing**, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio Technology**, v.5, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. **Reatores Anaeróbios**. 1ª edição. Belo Horizonte, UFMG. 1997.

COHIM, E.; DOURADO, M.; KIPERSTOK, A. Tempo médio de passagem de líquido em filtros intermitentes de leito de areia. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 31., 2008, Santiago. **Anais...** Santiago: AIDIS, 2008. 8p.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A.; MEIRELES, A. Filtro Intermitente para Remoção de Patogênicos de Efluente de UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A.; MEIRELES, A. Nutrientes em Filtro Intermitente em Leito de Areia – FILA Tratando Efluente de UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., Belo Horizonte, 2007. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007a. 11p.

COPAM - CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa nº 10. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. 1986.

COSTA, M.R. 2009. **Qualidade e sustentabilidade hídrica: avaliação de estratégias e políticas de convivência com o semi-árido.** Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

COSTANZI, R. N.; DANIEL, L. A. Tratamento dos efluentes de Fábrica de papel. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.7, n.3, 2002.

CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems.** New York ,The McGraw-Hill Companies, 1998.

DARBY, J.L.; ASRI NOR, M.; MOCIOLEK, D.; TCHOBANOGLOUS, G. Shallow Intermittent Sand Filtration: Performance Evaluation. **The Small Flows Journal**, v. 2, p. 3-15, 1996.

DOCUMENTO DE CONTRIBUIÇÃO BRASILEIRA À CONFERÊNCIA RIO+20, 2011. Brasília, 1º. de novembro de 2011. **Disponível em www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/rio20.**

ELMITWALLI,T.; ADRIAAN MELS, A.; ZEEMAN, G. Primary treatment of municipal wastewater in high rate anaerobic filter at low temperatures. Twelfth

International **Water Technology Conference**, 12., Alexandria-Egypt, Anais... Alexandria-Egypt, 2008. p. 1383-1395.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENES, J. P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water research**, v. 54, p. 1-10, 2011.

FALEIROS, J. M. M.; GALLO, G.; M.K.SILVA, M.; RAFUL, R.; NASORRI, A. R.; PIPINO, L. F. R.; JUNQUEIRA, R. B.; PINTO, P. L. S. Ocorrência de enteroparasitoses em alunos da escola pública de ensino fundamental do município de Catanduva (São Paulo, Brasil). **Rev Inst Adolfo Lutz** 63 (2): 243-7. 2004.

FERREIRA, G.R.; ANDRADE, C.F.S. Alguns aspectos socioeconômicos relacionados a parasitoses intestinais e avaliação de uma intervenção educativa em escolares de Estiva Gerbi, SP. **Rev soc bras med trop**,38(5): 402-5, 2005.

FLEMMING, H. C.; WINGENDER, J. Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs) – Part I: Structural and ecological aspects. **Water Science Technology**. v. 43, n. 6, p. 1-8, 2001.

FONTBONNE, A.; CARVALHO, F. de C.; ACIOLI, M.A.; SÁ, G.A. de.; CESSE, E.A.P. Fatores de risco para poliparasitismo intestinal em uma comunidade indígena de Pernambuco (Brasil). **Cad Saúde Pública**,17 (2): 367-73, 2001.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2, p. 29-52.

FORESTI, E.; TORRES, P. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 247-253, 2001.

GASPARIKOVA, E.; KAPUSTA, S.; BODÍK, I.; DERCO, J.; KRATOCHVÍL, K. Evaluation of Anaerobic-Aerobic Wastewater Treatment Plant Operations. **Polish Journal of Environmental Studies**. v.14, n. 1, 29-34, 2005.

GERARDI, M.H. **The microbiology of anaerobic digesters**. Chichester: John Wiley, 2003. 165 p.

GUILLOTEAU, J.; LESAVRE, J.; LIENARD, A.; GENTY, P. Wastewater treatment over sand columns – Treatment yields, localization of the biomass and gas renewal. **Water Science Technology**. Volume 28; número 10. 1993.

GUIMARÃES, P. **Sistema de lodo ativado em bateladas seqüenciais para pós-tratamento de esgoto digerido em um reator UASB**. 2003. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN, 199p, 2003.

HANTZSCH, G. MSA Professional Services, Inc. Recirculating Media Filter Technology Assessment and Design Guidance. **Iowa Department of Natural Resources**, 93p, 2007.

HEALY, M.G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2268-2281, 2007.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. **Wastewater Treatment**. 2ª Edição. 1997.

HESPANHOL, I. **Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos**. Bahia Análise & Dados, Salvador. Volume 13, número especial, pp. 411-437. 2003 a.

HESPANHOL, I. Saúde pública e reúso agrícola de esgotos e biossólidos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reúso de água**. 2003. Disponível

em: <<http://bibvirt.futuro>>. Acesso em: 24 set. 2013.

HOFFMANN, H.; WOLFF, D.B; PLATZER, C.; HOSSA, C.L; COSTA, R. H.R. Capacidade de uso de filtro de areia como pós-tratamento de reatores biológicos em batelada para remoção de nutrientes. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Campo Grande, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 8p.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Ministério das Cidades; 2010. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro e Estatística; 2010 [Acessado em 19 setembro. 2013]. **Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica>.**

INGUNZA, M. D. P. D.; ANDREOLI, C. V.; NASCIMENTO; J. D. T.; HOPPEN, C.; PEGORINI, E. S. **Uso de resíduos do saneamento na fabricação da cerâmica vermelha**. In ANDREOLI, C. V. (Coord). Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2006; 417p. (Biossólidos, PROSAB).

JENKINS, D.; HERMANOWICZ, S. W. Principals of chemical phosphate removal. In: **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater – Principles and Practice**. 2nd ed., Sedlak, R., New York. Lewis Publishers, 1991.

JENKINS, M.W.; TIWARI, S.K.; DARBY, J. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, n. 45, p. 6227-6239, 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ª edição. Rio de Janeiro, ABES. 2005.

JURASZECK, C.; CHAVES, J.J. **Ensino & Pesquisa**, N6, 2009 - ieps.org.br.

KANG, Y. W. **Biological treatment of turkey processing wastewater with sand filtration**. Tese de Mestrado. The Ohio State University. 2004.

KANG, Y.W.; KAREN M. MANCL, K. M.; TUOVINEN, O. H. Treatment of turkey processing wastewater with sand filtration. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 1460-1466, 2007.

KIPERSTOK, A.; ALMEIDA, G.; ORNELAS, P.; COHIM, E.; DULTRA, F. **Qualidade mínima para reúso de efluentes domésticos em vasos sanitários**: uma proposta para discussão in IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental em Porto Alegre/RS-2004.

KRISTIANSEN, R. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent: II. The fate of nitrogen. **Journal of Environmental Quality**. n. 10, p. 358–361. 1981.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**. V.45(2), p.331-48, 2011.

LEFEVRE, F. **Epuration des eaux usées urbaines en infiltration percolation. Etude expérimentale et définition de procédé**. These de Doctorat. Université de Montpellier II. 341 pg. 1988.

LETTINGA, G. Decentralized Sanitation and Reuse: Concepts, systems and implementation. In: Environmental protection technologies for sustainable development. Edited by Piet Lens, Grietje Zeeman and Gatzke Letinga. **IWA Published**. 2001. Disponível em: <http://library.wur.nl/wda/dissertations>. Acesso em 03 ago. 2012.

LEVERENZ, H.L.; TCHOBANOGLOUS, G.; L. DARBY, J.L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. **Water Research**, v. 43, p. 695-705, 2009.

LIMA, V. L. A & CHAVES, L.H.G. **Qualidade da água**. Leis, qualidade, recomendações. 1ª Edição. Campina Grande/PB, Gráfica Agenda, 2008. 120p.

LUNA, M.L.D.; SOUSA, J.T.; LIMA, V.L.A.; ALVES, A.S.; PEARSON, H.W. Pós-tratamento de efluente de tanque séptico utilizando filtros intermitentes de areia operando em condições tropicais. **Scientia Plena** V.9 – 93102, p 1-4. 2013.

MAHMOUD, N. High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7531–7538, 2008.

MAUNOIR, S. PHILIP, H.; RAMBAUD, A. Small wastewater treatment plants in mountain áreas; combination of septic tank and biological filter. **Water Science e Technology**, v. 56, n.10, p 65-71. 2007.

MÉNORET, C.; BOUTIN, C.; LIÉNARD, A.; BRISSAUD, F. Use of recycling through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents. **Water Science Technology**, v. 45, n. 12, p. 225-232. 2002.

METCALF & EDDY. Wastewater **Engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 1.819 p, 2003.

MOAWAD, A.; MAHMOUDA, U.F.; EL-KHATEEB, M.A.; EL-MOLLAA, E. Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. **Desalination**, v. 242, p. 325-335, 2009.

MONTANGERO, A.; BELEVI, H. Assessing nutrient flows in septic tanks by eliciting expert judgment: a promising method in the context of developing countries. **Water Research**, v. 41, n.5, p.1052-1064, 2007.

NIELSEN, J.; LYNGGAARD-JENSEN, A.; HASLING, A. Purification efficiency of Danish biological sand filter systems. **Water Science Technology**. Volume 28, número 10. 1993.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; SPERLING, M. V. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. 10 (4), 347-357, 2005.

PAGANINI, W. S. Reúso de água na agricultura. In: MANCUSO P. C. S., SANTOS, H. F. dos (eds). **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003.

PEARSON, H. W., LUNA, M. L. D., SOUSA, J. T., LEITE, V. D. The post-treatment of septic tank effluent using single-pass intermittent sand filters. (X DAAL) X Oficina e Simpósio Latino-Americano de Digestão Anaeróbia. **Anais...** Ouro Preto/MG, Brasil, 23 a 27 de outubro, 2011.

PELL, M.; LJUNGGREN, H. Composition of the bacterial population in sand-filter columns receiving artificial wastewater, evaluated by soft independent modelling of class analogy (SIMCA). **Water Research**. v. 30, n. 10, p. 2479-2487, 1996.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Pós-tratamento de efluentes de reator UASB com filtros anaeróbios. **Revista Brasileira de Agrociência**, V. 7, N. 3, p. 209-212, 2001.

PESQUISA NACIONAL POR AMOSTRA DE DOMICÍLIOS (PNAD - 2009). **Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 21/07/2013.**

PHILIPPI Jr, A. **Reúso de água: uma tendência que se firma**. In: MANCUSO, P.C. S. SANTOS. H. E. dos. (Editores). Reúso de água. Barueri, SP: Manole,, p.8-12, 2003.

PHILIPPI Jr, A.; MALHEIROS, T.F. Saúde ambiental e desenvolvimento. In: PHILIPPI Jr, A; PELICIONI, M.C.F. **Educação ambiental e sustentabilidade**. Barueri, SP: Manole, 2005.

PIMENTA, M.; KATO, M T.; GABAZZA, S.; FLORENCIO, L. Desempenho de reatores piloto tipo UASB e híbrido para o tratamento de esgoto doméstico. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** Campo Grande/MS, 18 a 23 de setembro, 2005.

PRADHAN, S.; HOOVER, M.T.; CLARK, G.H.; GUMPERTZ, M.; WOLLUM, A.G.; COBB, C.; STROCK, J. Septic tank additive impacts on microbial populations. **Journal of Environmental Health**. v.70, n. 6, p.22-27, 2008.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Performance of intermittently operated sand filters: a comparable study, treating wastewater of different origins. **Water, Air, and Soil Pollution**. n. 147, p. 367-388, 2003.

PRUSS-USTUN, A.; BOS, R.; GORE, F.; BARTRAM, J. (2008). Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. **World Health Organization**, Geneva, 60 pp.

RAZZOLINI, M. T. P.; GÜNTHER, W. M. R. Impactos na saúde das deficiências de acesso à água. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v.17, n.1, p. 21-32, 2008.

Rego RCF, Barreto ML, Killinger CL. O que é lixo afinal? Como pensam as mulheres residentes na periferia de um grande centro urbano. **Cad Saúde Pública** 2002 novembro-dezembro; 18(6):1583-92.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Revista Ambiente & Água**, v. 3, n. 3, p. 81-94, 2008. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.63>.

RICE, R. C. Soil clogging during infiltration of secondary effluent. **Journal W.P.C.F.** v. 46, p. 708–716, 1974.

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**. v. 39, n. 14, p. 3279-3286, 2005.

RODGERS, M.; MULQUEEN, J.; HEALY, M.G. Surface clogging in an intermittent stratified sand filter. **Soil Sci. Soc. Am. J**, v. 68, p. 1827-1832, 2004.

RODGERS, M.; WALSH, G.; HEALY, M.G. Different depth sand filters for laboratory treatment of synthetic wastewater concentrations close to measured septic tank effluent. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 46, p. 80-85, 2011.

SANCHES, L; CHERNICHARO, C. A; VON SPERLING, M.; MARTINS, H. **Avaliação da operação em regime hidráulico transiente de um reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários**. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Coletânea de trabalhos técnicos. ABES/FINEP/PROSAB/CNPq. São Carlos, SP, 2000.

SANTOS, M.L.F.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários: Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. v. 2, 1 Ed. PROSAB. Recife – PE, 2006.

SCHMITT, A. **Modélisation de l'épuration par infiltration**. These de Doctorat. Université de Montpellier II. 297 pg. 1989

SIEGRIST, R. L.; BOYLE, W. C. Wastewater-Induced soil clogging development. **Journal of Environmental Engineering**. Volume 113, número 3. 1987.

SILVA, N. S.; NASCIMENTO, R. Q.; SILVA, T. C. Modelo de priorização de investimentos em saneamento básico utilizando programação linear com base em indicadores ambientais. **Eng. sanit. ambient**. Vol.13 - Nº 2 - abr/jun 2008, 171-180.

SIMÕES, M.; PISANI, B.; MARQUES, E.G.L.; PRANDI, M.A.G.; MARTINI, M.H.; CHIARINI, P.F.T.; ANTHUNES, J.L.F.; NOGUEIRA, A.P. Hygienic-sanitary conditions of vegetables and irrigation water from kitchen gardens in the municipality of Campinas – SP. **Brazilian Journal of Microbiology**. Vol. 32, nº4. São Paulo. 2001.

SIRIWARDENE, N.; DELETIC, A.; FLETCHER, T. D. **Preliminary studies of development of clogging prediction method for stormwater infiltration systems**. 7TH UDM & 4TH WSUD. Melbourne, Australia, 2006.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico de água e esgoto 2010**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>. Acesso em: 20/07/2013.

SOUSA, J. T. de.; CEBALLOS, B.S.O.; HENRIQUE I. N.; DANTAS, J.P.; SUZANA, M.S.L. Reúso de água residuária na produção de pimentão. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.10,n.1, p.89-95, 2006.

SOUSA, T.R.V. & LEITE FILHO, P.A.M. Análise por dados em painel do status de saúde no Nordeste Brasileiro. **Revista Saúde Pública** [online]. 2008, vol.42, n.5, pp. 796-804. Epub Aug 28, 2008.

SOVIK, A. K.; KLOVE, B. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 168-182, 2005.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville: Archae Press, 394 p, 1996.

STEVIK, T.; AUSLAND, A, K.; G.; HANSSSEN, J. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. **Water Research**. v.38, n. 6, p. 1355-1367, 2004.

STRAUSS, M. Reuse of wastewater in urban agriculture. In: BRUINSMA, W. & HERTOEG, W. (Eds). **Annotated bibliography on urban agriculture**. The Netherlands: ETC Urban Agriculture Programme, p. 479-510, 2001.

SUMMERFELT, R. C.; PENNE, C. R. Septic tank treatment of the effluent from a small-scale commercial recycle aquaculture system. **North American Journal of Aquaculture**. v. 69, p. 59-68, 2007.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential bath reactor. **Bioresearch Technology**. volume 61, pp. 151-157. 1997.

TAO, J.; MANCL, K. M.; TOUVINEM, H. Treatment of sanitary sewer overflow with fixed media bioreactors. **Applied Engineering in Agriculture**, v: 25, n.1, p. 39-43, 2009.

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWEY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). **Desalination**, v. 227, p. 167-177, 2008.

TEIXEIRA, J.C.; HELLER, L. Fatores ambientais associados à diarreia infantil em áreas de assentamento subnormal em Juiz de Fora, Minas Gerais. **Rev. Bras. Saúde Matern. Infant.**, Recife, 5 (4): 449-455, out. / dez., 2005.

TONETTI, A. L. **Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia**. Tese de doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP, 187p, 2008.

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; BERTONCINI, E. I.; ROBERTO A.; OLIVEIRA, R. A.; STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 227-234, 2009.

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, 2011.

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 7-12, 2012.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. **Desalination**, n. 246, p. 169–178, 2009.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. Editora RiMa. IIE. 48p.2003.

TYAGI, V. K.; KHAN, A.A.; KAZMI, A.A.; CHOPRA, A.K. UASB Post Treatment by Slow sand filtration. **Desalination**, n. 241, p. 571-576, 2009.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Design Manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 1980.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Decentralized systems technology fact sheet – Recirculating sand filter**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 7p, 1999.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 10: Intermittent Sand/Media Filters**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 2002.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater Technology Fact Sheet: Trickling Filter Nitrification**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 72p. 2000.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater treatment systems for single houses (p.e.<10)**. Consultation Draft. Environmental Protection Agency. Ireland. 126p. 2007.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater treatment and disposal systems serving single houses (p.e.<10)**. Environmental Protection Agency, Ireland. 104p. 2009.

VAN BUUREN, J. C. L.; ABUSAN, A.; ZEEMAN, G; LETTINGA, G. Primary effluent filtration in small scale installations. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 5, p. 195-202. 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p. 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological waste water treatment. Design and optimisation of activated sludge systems**. Ed. Uitgeverij Quist. 560p, 2007.

VEERESH, G.S.; KUMAR, P.; MEHROTA, I. Treatment of phenol and cresol in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process: a review. **Water Research**, Oxford, v.39, p.154-70, 2005.

VELA, F. J. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. Tese de doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos/SP. 159p. 2006.

VERMA A.; MANCL, K. **On-site wastewater treatment**. In: Proceedings of 9th National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems. Ed. Karen Macl. USA, 2001.

VERSTRAETE, W.; CEVEYE, P. V.; DIAMANTIS, V. Maximum use of resources present in domestic “used water”. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5537-5545, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; 3ªed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v 1, 452p. 2005.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O.; VALSCHAN JUNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. **Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água**. In: Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Coord.: Francisco Suetônio Bastos e Marcos Von Sperling. Editora Zepplini. ABES, Rio de Janeiro - RJ, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report Series n. 778, World Health Organization, Geneva. 1989.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report. World Health Organization, Geneva, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO.213p, 2006.

9. APÊNDICE

APÊNDICE A – DIFICULDADES OPERACIONAIS DO SISTEMA EXPERIMENTAL 1.

Durante o período de monitoração, o sistema apresentou dificuldades de infiltração, caracterizando um processo de entupimento aos 18 meses de operação do sistema (setembro de 2010). Dessa forma optou-se por fazer uma retirada de 10 cm de areia da superfície do leito buscando a melhoria da infiltração. Após 6 meses (março de 2011), o sistema voltou a apresentar o mesmo problema. Dessa vez, realizou-se a aplicação de um jato ascendente de água, durante o tempo de 5 minutos nos pontos de coleta do efluente dos filtros. Após esse período o fluxo voltou a fluir normalmente, não havendo mais necessidade de qualquer reparo até o final da monitoração do sistema.

APÊNDICE B – DIFICULDADES OPERACIONAIS DO SISTEMA EXPERIMENTAL 2.

Durante o período de monitoração do trabalho, o sistema apresentou dificuldades de infiltração, caracterizando um processo de entupimento aos 7 meses de operação do sistema. Para solucionar o problema, inicialmente foi realizada a aplicação de um jato ascendente de água, durante 5 minutos, tanto no efluente dos filtros em paralelo 1 e 2 quanto no filtro 3, em série. Mas, apesar disso, o sistema continuou apresentando o mesmo problema. Após três semanas, foi retirada toda a areia, lavada e colocada novamente nos filtros. Depois do período inicial de adaptação, o sistema voltou a funcionar normalmente por mais 6 meses. O procedimento de lavagem da areia foi repetido mais uma vez após esse período, sendo realizado um aumento no diâmetro dos furos dos tubos em PVC para, em seguida, retomar a monitoração do sistema. Apesar do aumento realizado no diâmetro dos furos dos tubos, após 5 meses de funcionamento, os filtros voltaram a colmatar mais uma vez. Todo o procedimento anterior foi repetido e o sistema voltou a funcionar até o final do experimento.

APÊNDICE C – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores da DQO bruta do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
DQO bruta (mgO ₂ .L ⁻¹)	Mínimo	214	72	8	12
	Máximo	750	320	98	94
	Média	431	222	53	44
	DP	121	56	23	14
	Eficiência (%)	-	48	76	80

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE D – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores da DQO filtrada do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
DQO filtrada (mgO ₂ .L ⁻¹)	Mínimo	50	14	6	8
	Máximo	206	185	75	68
	Média	133	94	38	34
	DP	47	38	24	18
	Eficiência (%)	-	29	59	63

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE E – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores dos SST do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
SST (mg SST.L ⁻¹)	Mínimo	50	16	6	0
	Máximo	214	62	15	8
	Média	137	44	10	5
	DP	56	14	2	2
	Eficiência (%)	-	67	77	88

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE F – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores da turbidez do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Turbidez (NTU)	Mínimo	46	30	1	2
	Máximo	210	109	15	22
	Média	109	60	7	8
	DP	46	25	3	5
	Eficiência (%)	-	44	88	86

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE G – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de NTK do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
N-NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Mínimo	25	17	0	0
	Máximo	98	84	42	42
	Média	53	44	16	13
	DP	18	16	12	9
	Eficiência (%)	-	16	63	70

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE H – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de nitrogênio amoniacal do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Nitrogênio Amoniacal (mgN- NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Mínimo	19	14	0	0
	Máximo	70	57	30	28
	Média	43	37	11	8
	DP	11	10	9	6
	Eficiência (%)	-	13	70	78

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE I – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de nitrito do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Nitrito (mgNO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Mínimo	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máximo	0,2	0,2	8,4	6,2
	Média	0,11	0,09	0,50	0,51
	DP	0,08	0,07	1,3	1,1
	Eficiência (%)	-	-	-	-

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE J – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de nitrato do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Nitrato (mgNO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Mínimo	0,0	0,0	12,4	8,3
	Máximo	1,9	2,3	49,7	42,7
	Média	0,9	0,8	29,8	32,7
	DP	0,7	0,6	8,10	6,9
	Eficiência (%)	-	-	-	-

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE K – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de fósforo total do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Fósforo total (mgP.L ⁻¹)	Mínimo	4	3	1	1
	Máximo	13	10	9	10
	Média	7,3	6	5	4
	DP	2	1	1	1
	Eficiência (%)	-	14	16	33

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE L – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de ortofosfato solúvel do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Ortofosfato solúvel (P-PO ₄ .L ⁻¹)	Mínimo	1	1	1	0
	Máximo	9	8	6	6
	Média	5,9	5,3	3	3
	DP	1	1	0,9	1
	Eficiência (%)	-	-	40	40

EB: esgoto bruto; ETS: efluente tanque séptico; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE M – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de ovos de helmintos do sistema experimental 1.

Parâmetro		EB	ETS	EF ₁	EF ₂
Ovos de Helmintos (Ovos/L)	Mínimo	170	75	ND	ND
	Máximo	344	169	ND	ND
	Média	241	117	ND	ND
	DP	52	32	ND	ND
	Eficiência (%)	-	51	-	-

Observação: A eficiência de remoção nos filtros intermitentes foi calculada em relação ao efluente do tanque séptico.

APÊNDICE N – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores da DQO bruta do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
DQO bruta (mg.O ₂ .L ⁻¹)	Mínimo	230	130	48	32	27
	Máximo	685	210	173	144	122
	Média	471	174	81	81	71
	DP	92	20	31	34	30
	Eficiência (%)	-	63	53	53	59

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.
Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE O – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores da DQO filtrada do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
DQO Filtrada (mg.O ₂ .L ⁻¹)	Mínimo	66	43	13	9	6
	Máximo	206	146	128	98	89
	Média	133	86	43	29	26
	DP	52	39	41	34	31
	Eficiência (%)	-	35	50	65	69

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE P – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de SST do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	Mínimo	50	22	2	10	6
	Máximo	214	46	29	43	12
	Média	137	38	21	25	10
	DP	56	6	6	10	2
	Eficiência (%)	-	72	44	34	73

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE Q – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de SSV do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	Mínimo	40	20	10	8	4
	Máximo	162	42	25	35	10
	Média	99	35	16	21	7
	DP	42	6	3	8	2
	Eficiência (%)	-	64	54	40	80

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE R – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de NTK do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
N-NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Mínimo	25	18	9	11	7
	Máximo	87	114	84	75	49
	Média	53	67	40	41	23
	DP	23	30	19	23	13
	Eficiência (%)	-	-	40	38	65

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE S – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de nitrogênio amoniacal do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Mínimo	28	30	8	6	5
	Máximo	59	96	67	64	37
	Média	45	67	32	32	12
	DP	10	21	15	17	4
	Eficiência (%)	-	-	52	52	82

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE T – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de nitrito do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Nitrito (mgNO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Mínimo	0	0	0,01	0,01	0,01
	Máximo	0	0,09	1,2	0,39	0,56
	Média	0	0,04	0,44	0,17	0,25
	DP	0	0,04	0,51	0,17	0,27
	Eficiência (%)	-	-	-	-	-

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE U – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de nitrato do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Nitrato (mgNO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Mínimo	0	0	19	22	29
	Máximo	1,69	38	79	55	65
	Média	0,42	0,29	34	35	42
	DP	0,64	0,41	25	14	15
	Eficiência (%)	-	-	-	-	-

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE V – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção dos valores de Fósforo total do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Fósforo total (mgP.L ⁻¹)	Mínimo	4	3	2	1	1
	Máximo	12	11	9	8	7
	Média	7	6	5	3	3
	DP	2,61	2,54	2,38	2,53	1,98
	Eficiência (%)	-	14	16	50	50

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE X – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de ortofosfato solúvel do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Ortofosfato solúvel (mg P- PO ₄ .L ⁻¹)	Mínimo	3	0,7	0,1	0,5	0,6
	Máximo	9	7	5	3	4
	Média	5	3	2	1	1
	DP	1,80	1,91	1,39	0,97	0,77
	Eficiência (%)	-	40	33	66	66

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.

APÊNDICE Z – Valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e eficiência de remoção referente aos valores de ovos de helmintos do sistema experimental 2.

Parâmetros		EB	E. UASB	EF ₁	EF ₂	EF ₃
Ovos de helmintos (ovos/L)	Mínimo	200	80	ND	ND	ND
	Máximo	222	150	ND	ND	ND
	Média	211	124	ND	ND	ND
	DP	9	21	ND	ND	ND
	Eficiência (%)	-	41	-	-	-

EB: esgoto bruto; E.UASB: efluente UASB; EF1: efluente filtro 1; EF2: efluente filtro 2; EF3: efluente filtro 3.

Observação: A eficiência de remoção nos filtros foi calculada em relação ao efluente do reator UASB.