

ESTUDO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA HÍBRIDO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

PERFORMANCE' STUDY OF AN HYBRID SYSTEM IN SEWAGE TREATMENT

**Guilherme Pio dos Reis Lopes¹; Lubienska Cristina Lucas
Jaquiê Ribeiro²; Francisco Javier Cuba Teran³**

¹Universidade Estadual de Campinas - Curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental da Unicamp – e-mail: guipioserrana@gmail.com;

²Universidade Estadual de Campinas - Professora Doutora do Centro Superior de Educação Tecnológica da Unicamp – e-mail: lubi@ceset.unicamp.br

³Universidade Estadual Paulista- Professor Doutor do Departamento de Física, Química e Biologia da Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente – UNESP – e-mail: fteran@fct.unesp.br

RESUMO

Sistemas simplificados de tratamentos de esgotos domésticos se constituem numa alternativa de baixo custo para regiões carentes de saneamento básico. O presente trabalho estudou a aplicabilidade de um reator anaeróbio híbrido em escala real, constituído por um compartimento inferior onde existia biomassa em suspensão, complementado por um compartimento superior com biomassa fixa em meio suporte, essa configuração é conhecida como Reator Anaeróbio Híbrido (UAHB). As características físico-químicas do afluente variaram ao longo do tempo de monitoramento devido aos números de contribuintes e os diferentes picos de vazão que ocorreram ao longo do dia. Durante o período de monitoramento a remoção de da matéria orgânica presente no afluente tanto em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) quanto em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) variou na faixa de 76% a 90%, ao passo que a remoção máxima de sólidos totais foi de 98%. Outros parâmetros monitorados não apresentaram variações importantes ao longo do período de estudo.

Palavras chave: Reator híbrido. Esgoto sanitário. Sistemas anaeróbios.

ABSTRACT

Simplified sewage treatment systems are a low cost alternative for regions lacking in basic sanitation. This work studied the applicability of an anaerobic hybrid reactor in real scale, consisting by an inferior compartment that it contained biomass in suspension, complemented by an superior compartment filled by biomass fixed in support media; this configuration is known as upflow anaerobic hybrid reactor (AHR). Physical-chemical characteristics of influent varied along monitoring because of sewage contributions and flow peaks during the day. Organic matter removal in terms of Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) reached 76 and 90% respectively and total solids removal was of 98%. Other parameters didn't show considerable variations during the study.

Keywords: Hybrid reactor. Sanitary sewage. Anaerobic systems

1. INTRODUÇÃO

O emprego de sistemas de tratamento de esgoto sanitário por meio de reatores anaeróbios passou nos últimos anos a ocupar uma posição de destaque em nosso país. A evolução da tecnologia no desenvolvimento de reatores anaeróbios impulsionou a pesquisa de configurações que permitissem alcançar alta eficiência na remoção da matéria orgânica em tanques de dimensões cada vez menores e em curtos períodos de tempo. Deste modo surgiram várias combinações de reatores, como o caso do reator anaeróbio híbrido - UAHB, formado pela associação do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

Em reatores biológicos a retenção de microrganismos ocorre na forma de lodo, constituído por microrganismos que se aderem e agregam uns aos outros formando flocos distribuídos de maneira relativamente homogênea, ou que se formam em camadas de lodo de densidades variáveis, dependendo da agitação no interior. Outra maneira de imobilização em reatores anaeróbios é na forma de lodo aderido a um meio suporte inerte (areia, plástico, pedra) para a adesão ou fixação dos microrganismos, resultando em películas ou biofilmes na superfície do material inerte, com espessuras variáveis. À medida que o esgoto escoar no interior do reator, a matéria orgânica vai sendo transformada pelas reações no interior do biofilme.

Dependendo das características operacionais, o reator não pode receber teores elevados de sólidos suspensos, sendo mais propício o tratamento de um esgoto mais solúvel, como exemplo, os filtros anaeróbios que possuem meio suporte para biomassa, em pouco tempo podem ter o leito obstruído prejudicando a eficiência do tratamento ou causando sua interrupção. Em reatores de alta taxa ascensional, com agitação intensa, dificilmente ocorreria a retenção dos sólidos, pois esses sairiam com o efluente, carregados devido aos seus baixos valores de densidade e de velocidade de

sedimentação, diminuindo a eficiência global do tratamento. Uma configuração possível para a situação seria o uso combinado de dois reatores específicos assim como o conjugado decanto-digestor/filtro anaeróbios.

O chamado reator anaeróbio híbrido (UAHB) busca combinar as vantagens do UASB e do filtro anaeróbio em um só reator e minimizar as desvantagens desses reatores quando utilizados separadamente. O filtro anaeróbio realiza o polimento para a DBO do UASB. A remoção da DBO particulada ocorre pela retenção física nos interstícios do leito e posterior digestão. A parte solúvel proveniente do efluente do UASB, ou resultante da liquefação da DBO particulada retida, é tratada pela biomassa formada no meio suporte do leito.

A procura da configuração híbrida, em contraponto aos reatores em série, visa à obtenção de vantagens como a redução de custos, com unidades de tratamento com menor volume, menor quantidade de enchimento e aprimoramento das características operacionais (PASSIG, 2005).

O objetivo deste trabalho foi monitorar um sistema de reatores anaeróbios (reator anaeróbio híbrido - UAHB), a fim de verificar sua eficiência no tratamento do esgoto sanitário gerado numa chácara localizada na via Anhanguera - Km 143, no município de Limeira – SP, por meio de análises físico-químicas e exames bacteriológicos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O afluente tratado pelos sistemas anaeróbios (reator híbrido) provém de uma instalação domiciliar localizada na chácara Figueira, próximo a Anhanguera – Km 143 e (latitude: 22°35'13.57"S, longitude: 47°21'33.26"W), em Limeira – SP. O domicílio possui no total seis moradores fixos, e as águas residuárias geradas são apenas de origem doméstica.

O reator anaeróbio, existente na chácara Figueira está há dois anos em funcionamento, aterrado no local. Está constituído por um cilindro de fibra de vidro (carcaça), tubos de PVC (100mm de diâmetro) e pedaços de conduíte (suporte do biofilme). A estrutura principal apresenta forma cilíndrica com volume útil total de 2,95m³. A unidade está conformada por dois compartimentos, sendo o inferior destinado à manta de lodo (volume útil - 1,95m³) e o superior à cultura fixa em meio suporte, segmentos de tubo de conduíte com 4,5 a 5 cm de comprimento (volume útil - 1,0m³), conforme pode ser visto na Figura 1.

O afluente do sistema é o esgoto sanitário bruto oriundo da casa do proprietário da chácara. Por gravidade o afluente ingressa ao reator pela tubulação de entrada (E), onde é direcionado (pelo tubo 1) para a base inferior do mesmo (sistema anaeróbio de manta de lodo). O afluente avança gradualmente no reator, atravessando a manta de lodo no seu caminho ascendente. O percurso continua até o afluente chegar ao tubo 2 que irá transportá-lo até a área distribuidora 3, que encaminha o afluente para o leito

fixo (parte superior/perimetral do reator). Enquanto sofre a digestão anaeróbia pela ação de culturas fixas em meio suporte, o afluente continua sua ascensão até chegar ao topo do reator, desde onde sai pelo duto de saída (S). As saídas dos tubos 4 e 5 são para limpeza do reator e a entrada lateral inferior 6 é para inspeção, quando o reator estiver vazio. O funcionamento do reator está ilustrado no esquema da Figura 1.

O sistema de coleta está compreendido de uma conexão de acesso no tubo da entrada e uma na saída do efluente.

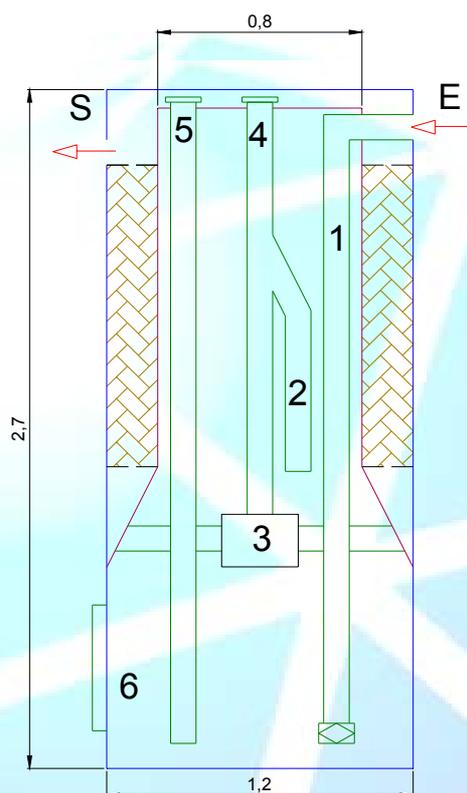


Figura 1. Esquema de funcionamento do reator anaeróbio híbrido – UAHB

Os parâmetros físico-químicos analisados no monitoramento foram os seguintes: pH, sólidos totais; DQO; DBO; fósforo total; nitrito; nitrato; nitrogênio amoniacal; nitrogênio total; nitrogênio orgânico; alcalinidade total e parcial e determinação de ácidos voláteis.

As análises físico-químicas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater-20* Edição (APHA,1998). As análises de alcalinidade e ácidos voláteis foram realizadas especificamente de acordo com Dillalo e Albertson (1961) e Rypley, Boyle e Converse (1986).

Os parâmetros biológicos analisados para o monitoramento foram às determinações de coliformes totais e fecais. Esses exames foram desenvolvidos

seguindo a técnica de tubos múltiplos, de acordo com a norma da Lei 5.202, abril de 1991 da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 1991).

As amostras do afluente/efluente (Entrada e Saída Reator Anaeróbio Híbrido - UAHB) foram coletadas com frequência mensal durante um total de cinco meses. Cada amostragem foi realizada em um horário específico, sendo a primeira análise ocorrida as 07h30min da manhã, com isso as demais amostragens foram realizadas horários sucessivos de uma hora em comparação com a coleta anterior. Logo as amostragens ficaram dispostas da seguinte forma: 1ª coleta 16/01/08 (7h30min); 2ª coleta 28/02/08 (8h30min); 3ª coleta 31/03/08 (9h30min); 4ª coleta 30/04/08 (10h30min); e 5ª coleta 02/06/08 (11h30min).

As análises físico-químicas foram realizadas em triplicata, tanto para entrada como para saída do sistema anaeróbio (reator híbrido) a cada mês.

As análises de coliformes fecais e totais foram realizadas em apenas três períodos de coletas, tanto entrada como saída do sistema anaeróbio.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o cálculo do tempo de detenção hidráulica foi estimada a vazão média do local com base no manual da CETESB, que recomenda uma vazão de 130 L/hab.dia. Pela dificuldade de instalação de equipamentos de medição, não foram calculadas as vazões de pico e mínima do local.

O volume útil total do reator é de 2,95 m³ (V) e a vazão média (Q) do afluente para uma média de 6 contribuintes é de 780 L/dia (NÚMERO de contribuintes x vazão média por hab.). Logo, o tempo de detenção hidráulica é de 3,78 dia.

Os valores da DQO e DBO na entrada, nas duas primeiras coletas se apresentaram altos (1ª coleta: 5360mg/L O₂; 2ª coleta: 5.575mg/L) em comparação com as demais (3ª, 4ª e 5ª coletas: 903, 1016 e 1596 mg/L respectivamente), conforme apresentado na Figura 2, Quadro de Gráficos 1- (a) DBO₅ e (b) DQO. Esse fato foi consequência da variação da carga orgânica decorrente dos picos horários e possivelmente do método de coleta de amostras.

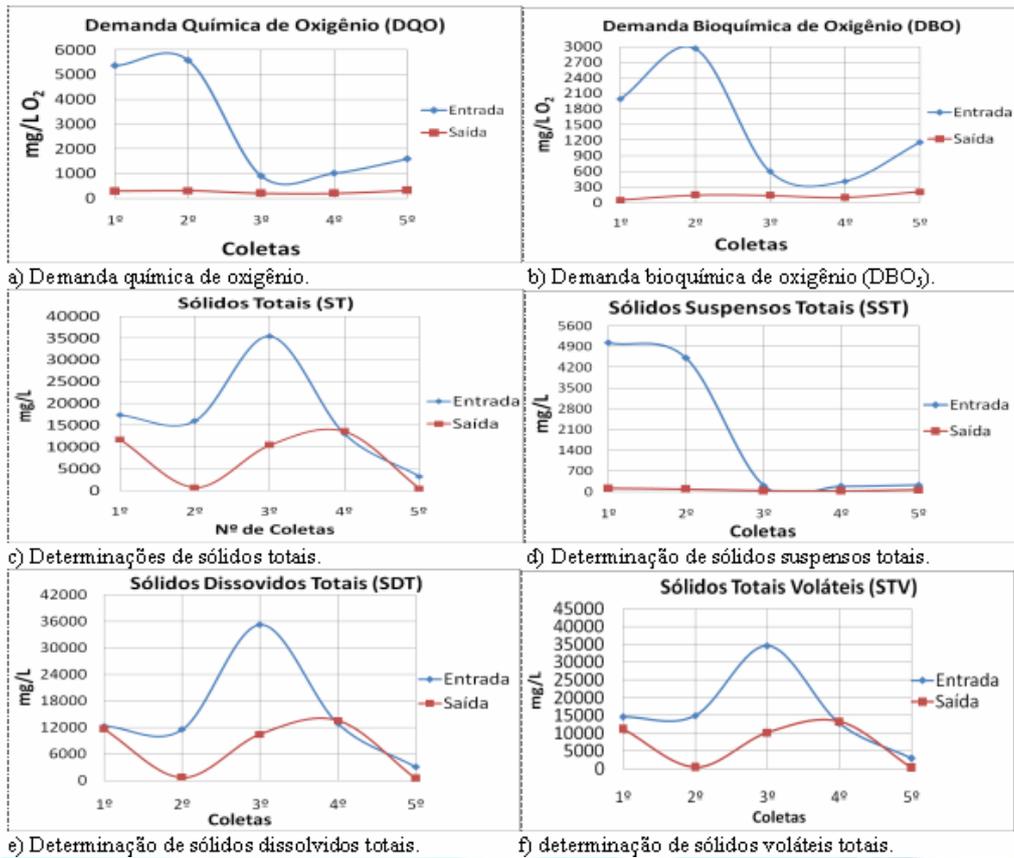


Figura 2. Quadro de Gráficos 1: resultados de análises laboratoriais obtidos a partir de amostras coletadas na entrada e na saída do reator.

Conforme é apresentado na Figura 3, os valores da série do nitrogênio amoniacal se mostraram bastante variáveis na entrada e na saída refletindo a variação de vazões que chegavam na unidade, sempre notando-se consumo de alcalinidade.

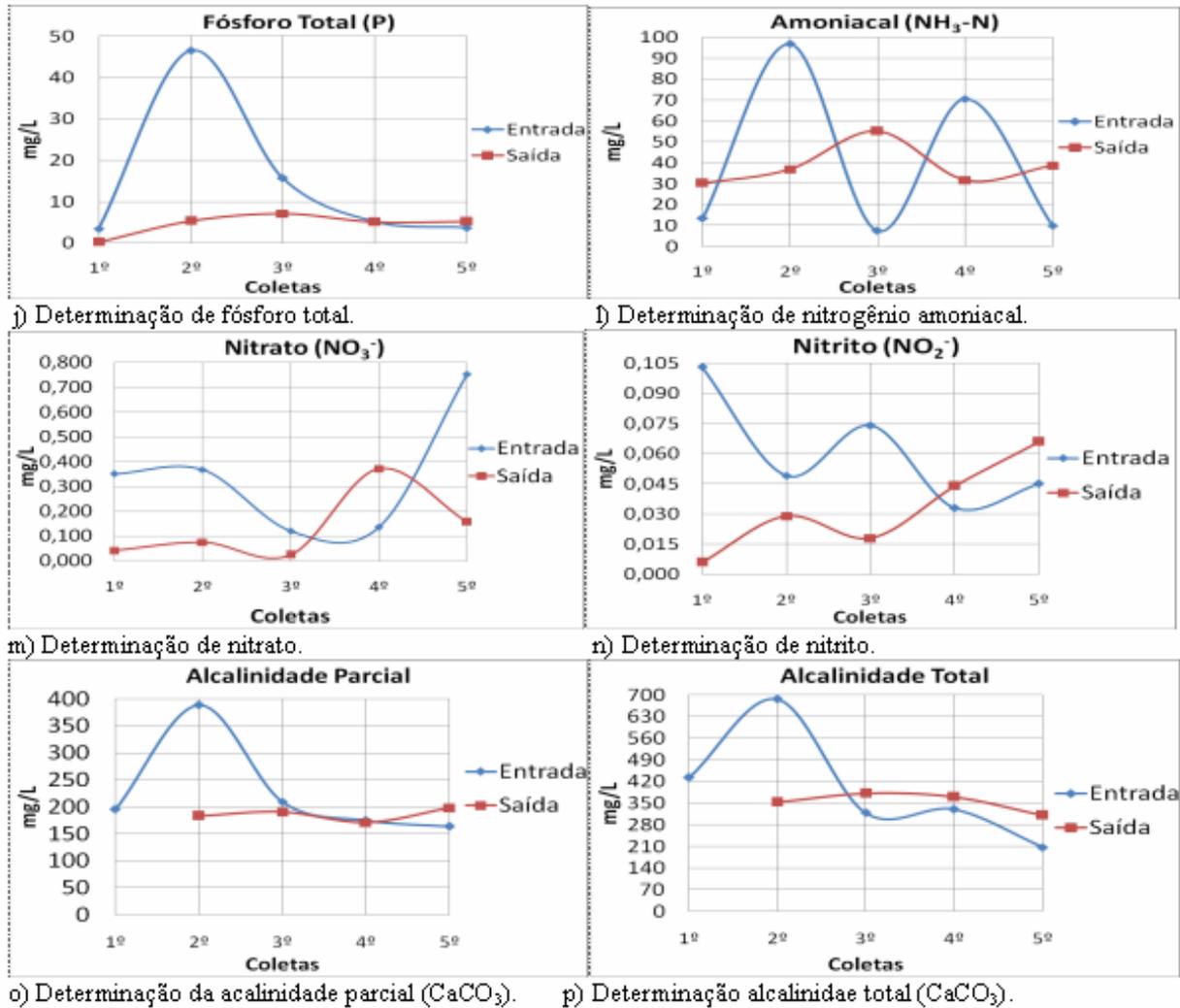
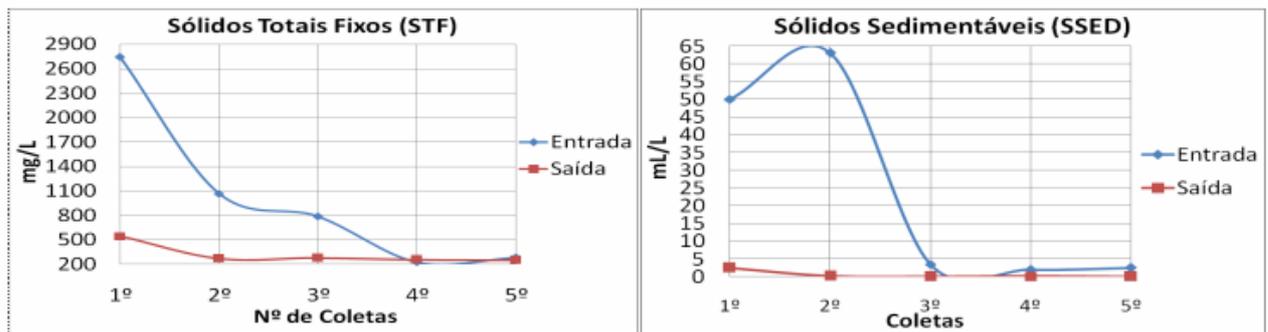


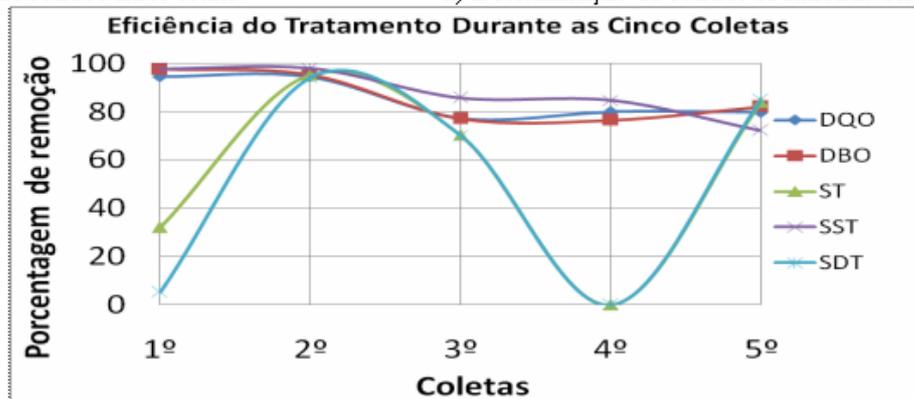
Figura 3. Quadro de Gráficos 2: resultados de análises laboratoriais obtidos a partir de amostras coletadas na entrada e na saída do reator.

Na Figura 4 é apresentado o Quadro de gráficos de variação dos parâmetros monitorados ao longo do período de operação do reator. Nota-se a elevada remoção de sólidos, de coliformes e de matéria orgânica representada na forma de DQO, junto com uma elevação da concentração de ácidos voláteis na terceira coleta provavelmente decorrente de cargas de choque ou de mudança de temperatura.

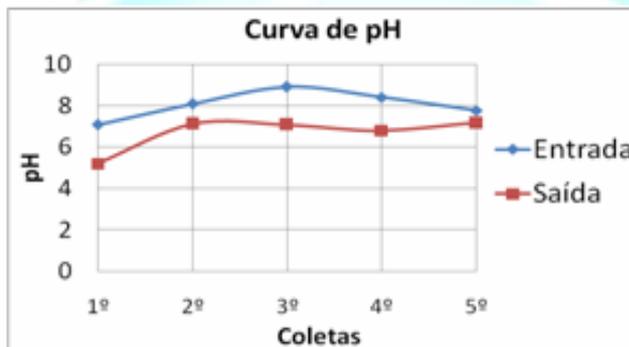


g) Determinação de sólidos fixos totais.

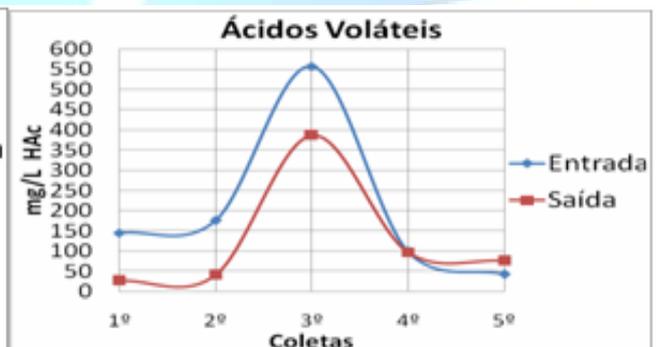
h) Determinação de sólidos sedimentáveis.



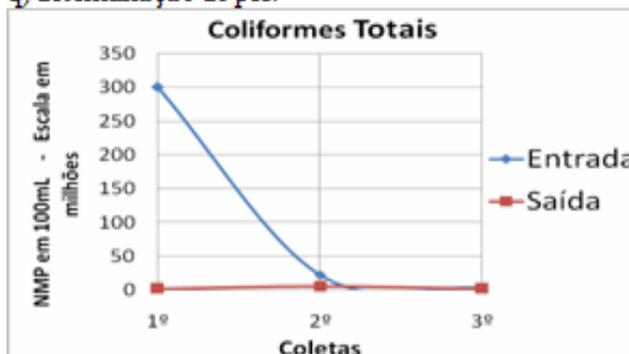
i) Eficiência do tratamento durante as cinco coletas



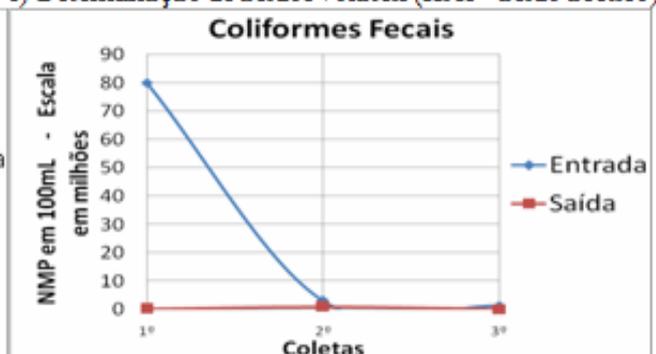
q) determinação do pH.



r) Determinação de ácidos voláteis (HAc - ácido acético).



s) Determinação de coliformes totais.



t) Determinação de coliformes fecais.

Figura 4. Quadro de Gráficos 3: resultados de análises laboratoriais obtidos a partir de amostras coletadas na entrada e na saída do reator.



I) Tubo de coleta - saída

II) Tubo de coleta - entrada

III) Reator anaeróbio híbrido

Figura 5. Quadro de Fotos: Fotos do reator e dos pontos de coleta.

O horário de coleta influi na vazão do afluente e na sua concentração, pois se observou que nas primeiras horas do dia (07h30min – 1ª coleta), a vazão do afluente era baixa e começou a aumentar com o decorrer do tempo, até as 11h30min (5ª coleta). A quantidade de sólidos no afluente diminuiu com o passar do tempo, chegando há diminuir um pouco a turbidez, a partir da 3ª coleta.

Notou-se a presença de material sedimentado no tubo de conexão que se situa próximo da entrada, o mesmo que permanecera no local por um longo período, ver Figura 5, Quadros de Fotos – (I) e (II). Quando foram feitas as coletas houve o revolvimento desse sedimento e muitas vezes uma porção do mesmo foi colhida junto à alíquota da amostra. Foi verificado que esse sedimento interferiu nos valores de DQO e DBO, ampliando seus valores.

De acordo com Metcalf e Eddy (1985) para os valores encontrados de DBO e DQO, o esgoto sanitário bruto analisado pode ser classificado como forte pois está acima dos valores médios desses parâmetros, da ordem de 1000 e 400 mg/L respectivamente.

Os valores de DQO e DBO, no efluente do reator se apresentaram estáveis desde a 1ª coleta (47 mg/L), o que evidencia estabilidade do sistema anaeróbio, apesar de o problema de interferência do sedimento nas amostragens persistir também na saída.

A eficiência de remoção da DQO e DBO em todas as coletas estava em torno de 80%, apesar de uma das coletas ter apresentado um valor menor (76%- 4ª coleta). Esse valor atende a o estipulado pela legislação estadual que, por meio do Decreto

Estadual 8.468, de 8 de setembro de 1976 (artigo 18) preconiza um valor mínimo de 80% de remoção de matéria orgânica antes da mistura do despejo com a água do corpo receptor. (BRASIL, 1976).

Esperava-se que na 5ª coleta o sistema diminuísse o rendimento de remoção de matéria orgânica, devido à retirada do lodo em excesso, porém não foi observada perda de eficiência. Isso, provavelmente devido à biomassa aderida ao meio suporte que permaneceu no reator garantindo a estabilidade do processo.

Os valores de sólidos totais (ST) estavam muito elevados, tanto na entrada como na saída, quando comparados com valores da literatura. Isso pode ser explicado, assim como o que aconteceu com a DQO e DBO, em função ao horário da amostragem e à presença de sedimentos na coleta.

Percebeu-se que nos primeiros horários de coleta havia uma maior concentração de material suspenso na entrada, aliado a baixa vazão do afluente. O método de coleta influenciou diretamente, sendo provavelmente o maior responsável pelos valores altos da entrada. O tubo conector possuía em sua base grande quantidade de sedimento que no ato da coleta era revolvida, suspendendo os sólidos ali contidos, conforme ilustração do Quadro de Fotos (I) e (II). A maior quantidade do material suspenso é evidenciada pela análise de sólidos sedimentáveis (SSED) nas duas primeiras coletas (1ª e 2ª coleta respectivamente 50 e 63mL/L) e pela análise de sólidos suspensos totais (SST) que apresentaram valores elevados (1ª e 2ª coleta respectivamente 5.035 e 4.513,3mg/L), ver Quadro de Gráficos 1 e Figura 2 – (d) SST e (h) SSED.

Nos sólidos fixos totais (STF) os valores iniciais da entrada se encontravam altos na 1ª e 2ª coleta (respectivamente 2744 e 1064,5mg/L), nas coletas posteriores os valores se tornaram menores, possivelmente pelo aumento da vazão do afluente. Fazendo uma análise mais específica, nas duas primeiras coletas os sólidos suspensos fixos (SSF) eram os maiores responsáveis pelos altos valores do STF, sendo na 1ª e 2ª coleta respectivamente 2112,5 e 620mg/L. A partir da 3ª coleta em diante, os maiores responsáveis pelos valores do STF foram os sólidos dissolvidos fixos (SDF), ver Figura 2, Quadro de Gráficos 1 – (g) STF.

Os sólidos voláteis totais (STV) apresentaram na entrada altos valores em todas as coletas, possivelmente devido a que no existia no sistema unidades tais como grade e caixa de areia destinadas a desenvolver o tratamento primário, como pode ser visto na Figura 2, Quadro de Gráficos 1 – (f) STV. Observando mais detalhadamente, o principal contribuinte para esse valor foram os sólidos dissolvidos voláteis (SDV), que se apresentaram com altos valores nas análises, diferente dos sólidos suspensos voláteis (SSV), que apresentaram valores inferiores principalmente a partir da 3ª coleta (SSV - 190mg/L e SDV – 34446 mg/L).

A possível causa para esse motivo também está relacionada com o aspecto de coleta, pois o sedimento retido por um determinado período, sofreu ações de degradação que auxiliaram na solubilidade dos compostos e também formação de compostos voláteis.

De acordo com Metcalf e Eddy (1985) a concentração de sólidos suspensos (voláteis ou fixos) é menor em relação aos sólidos totais (voláteis ou fixos), tanto para esgotos caracterizados como fraco, médio e forte.

De forma geral, os valores de sólidos se apresentaram altos para uma coerente caracterização de um efluente de esgoto doméstico bruto, pois as concentrações para este tipo de afluente são menores, mesmo se tratando de um esgoto sanitário de característica forte.

Os valores da série de sólidos no efluente da saída não variaram tanto como os detectados na entrada. No parâmetro de sólidos dissolvidos voláteis (SDV) foi evidenciada uma maior variação, com um pico de 13.312,3mg/L (4ª coleta), esse alto valor se deve possivelmente aos mesmos motivos das análises da entrada, a concentração de sedimento no tubo de coleta.

Os sólidos totais fixos (STF) na saída não apresentaram variação, mas sim uma maior estabilidade, como evidenciado na Figura 2, Quadro de Gráficos 1 – (g) STF. Da mesma forma, os SSF e SDF também evidenciaram estabilidade no sistema anaeróbio.

O padrão de lançamento, de acordo com a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA,2005) para sólidos sedimentáveis é de no máximo 1mL/L, tornando o reator condizente na remoção, com exceção da primeira coleta na saída, onde o valor apresentado fica acima do permitido (2,5mL/L), contudo esse valor é provavelmente interferência do sedimento presente no tubo de coleta.

Com relação à eficiência do processo, a remoção de sólidos totais se apresentou eficiente na segunda, terceira e quinta coleta, alcançando valores acima dos 70%. Nas demais coletas não se obtiveram resultados semelhantes. Na primeira coleta houve aproximadamente 32% de remoção e na quarta coleta não houve remoção. Esse fato se sucede devido às interferências do meio (como citado anteriormente), que influenciaram no resultado final. Visualmente as amostras de entrada e saída se diferenciavam, as amostras de saída eram as mais clarificadas do que as de entrada.

As concentrações de nitrato no afluente tiveram oscilações, apresentando um valor de pico de 0,753 mg/L (5ª coleta), não seguindo assim um padrão de variação esperado. Na saída os valores permaneceram pequenos com oscilações pouco expressivas, possuindo como valor pico de 0,371 mg/L (4ª coleta), ver Figura 3 e Quadro de Gráficos 2 – (n) nitrato.

As concentrações de nitrito para o afluente na entrada tiveram oscilações, mas com pouca significância, pois os valores são pequenos, sendo de 0,103 mg/L (1ª coleta) o valor de pico. Na saída os valores também são pequenos com oscilações pouco significativas, possuindo como valor de pico 0,066 mg/L (5ª coleta), ver Figura 3 Quadro de Gráficos 2 – (m) nitrito.

De acordo com Metcalf e Eddy (1985) os valores para esgoto sanitário bruto dos parâmetros de nitrato nitrito são nulos. Dessa forma, pode-se dizer que os valores encontrados para nitrato e nitrito estão próximos dessas determinações.

A análise de nitrogênio amoniacal no afluente mostrou variações em sua concentração nas coletas realizadas com máxima e mínima, respectivamente de 96,8 mg/L (2ª coleta) e 7,5 mg/L (3ª coleta). Essas oscilações se devem à variação de vazão e diferenças de concentrações do afluente ao longo do dia. O sedimento no tubo de coleta também pode ter contribuído no valor de concentração, pois neste local provavelmente acontece um processo de hidrólise e amonificação, tornando a amônia presente. De acordo com Metcalf e Eddy (1985) o esgoto sanitário bruto seria classificado de fraco (12 mg/L) pelas análises das coletas 1ª, 3ª e 5ª e de forte (acima de 50mg/L) pelas coletas 2ª e 4ª, como mostrado na Figura 3 e Quadro de Gráficos 2 – (l) amoniacal.

Na saída à variação da concentração de nitrogênio amoniacal foi menor, evidenciando uma estabilidade no sistema, com valores de máximo e mínimo respectivamente de 55,2mg/L (coleta 3ª) e 30,3mg/L (1ª coleta). Porém concentrações acima de 150mg/L de amônia livre são tóxicas às bactérias metanogênicas, e o limite máximo para os íons amônia é da ordem de 3000 mg/L. Dessa forma o efluente final não ultrapassa em nenhum momento de coleta os valores máximos permitidos.

As concentrações de amônia na saída foram maiores que a entrada, com exceção do ponto da 2ª coleta (96,8mg/L na entrada e 36,9mg/L na saída) e 4ª coleta (70,5mg/L na entrada e 31,7mg/L na saída) coletas. Essas variações, porém, foram pouco significativas ao analisar o sistema como um todo.

O nitrogênio orgânico analisado no afluente de entrada apresentou valores altos na 1ª (165,95 mg/L) e 2ª (236,40 mg/L) coletas, diminuindo seu valor nas coletas seguintes. Esse fato aconteceu devido à variação da vazão e concentração do afluente com o passar do tempo. Como o nitrogênio orgânico é formado por proteínas e uréia, esses constituintes poderiam ter se apresentado mais diluídos no afluente nas coletas posteriores. O nitrogênio orgânico da saída permaneceu com valores baixos (2ª e 5ª coleta respectivamente 5,57 e 1,5mg/L), indicando assim o processo de amonificação.

A análise de fósforo no afluente mostrou uma variação considerável no início, variando entre 3,41 a 46,52 mg/L na 1ª a 2ª coleta respectivamente, mas posteriormente houve a diminuição dos valores de concentração de forma gradual a cada coleta. Essa situação pode ser explicada pela variação de vazão e concentração do afluente nas variadas horas do dia conforme mostrado na Figura 3, Quadro de Gráficos 2 – (j) fósforo total.

De acordo com Metcalf e Eddy (1985) o esgoto sanitário bruto analisado na 2ª e 3ª coleta pode ser classificado como forte, pois supera o limite dessa classificação (15mg/L), enquanto na 1ª, 4ª e 5ª coleta (respectivamente 3,41; 5,14 e 3,7mg/L) pode ser classificado como fraco, pois os valores estão abaixo e próximo de 4mg/L.

Na saída, a concentração de fósforo evidenciou uma oscilação pouco significativa, indicando assim uma estabilidade do sistema anaeróbico, com máxima e

mínima de 7,07mg/L (3ª coleta) e 0,21mg/L (1ª coleta), ver Figura 3, Quadro de Gráficos 2 – (j) fósforo total.

O bom desempenho pode estar relacionado com a presença de condições ambientais adequadas que favoreceram o aparecimento de uma população estável de microrganismos que são responsáveis pela remoção do fósforo.

Os valores de pH no afluente da entrada permaneceram em uma escala de 7,07 (1ª coleta) a 8,90 (3ª coleta). Percebeu-se que o afluente possui um pH neutro, levemente básico.

Os valores de pH na saída se mostraram estáveis com pouca variação, com exceção ao pH da 1ª coleta que apresentou um valor baixo de 5,19, ver Quadro de Gráficos 2 – (q) pH. Esse valor inicial pode ser justificado pelo sedimento do tubo de coleta e a baixa vazão observada, neste período do dia (07h:30min), que auxiliava no aumento da influência do sedimento sobre a alíquota de amostragem. O sedimento pode possuir acúmulo de ácidos orgânicos formados pela degradação, ou pelas bactérias produtoras de ácidos dentro do reator que a princípio devem ter acumulado esses produtos devido à diminuição de atividade das bactérias metanogênicas. Segundo Campos (1999), mantendo o pH no interior do reator próximo ou levemente superior a 7,0 são garantidas condições ótimas para o metabolismo dos microrganismos anaeróbios, a fim de proporcionar um equilíbrio entre as fases de acidogênese e metanogênese.

De acordo com Chernicharo (2000), a análise de alcalinidade ajuda a indicar a capacidade de tamponamento no meio (sistema anaeróbico), sendo com isso responsável pela estabilidade do pH. Analisando com maior detalhe pode-se diferenciar esse parâmetro em alcalinidade parcial ($5,75 < \text{pH inicial} < 8,00$) causada por ânions de ácidos fracos (bicarbonatos), sendo estes os mais importantes, e a alcalinidade total ($4,30 < \text{pH inicial} < 8,00$) causada também pelos ânions de ácidos fracos mais os ânions de ácidos orgânicos (estes ânions possuem pouca importância na digestão anaeróbia, devido a faixa de pH de atuação de 4,30 a 5,75).

Os valores de alcalinidade total e parcial analisados no afluente da entrada se mostraram altos, principalmente no início, na 1ª (433 mg/L CaCO_3) e 2ª coleta (687,1 mg/L CaCO_3), e a partir da 3ª coleta a variação diminuiu. Esse fato pode ser explicado pela vazão do afluente que era menor nos primeiras coletas (devido ao período de amostragem, 07h:30min e 08h:30min), aumentando com isso a influência do sedimento (acúmulo), pois com a degradação deste pode ter formado no meio ânions de ácidos orgânicos, aumentando com isso o valor da alcalinidade total. Sendo que na 1ª coleta, na relação das duas alcalinidades (parcial e total), percebe-se a predominância dos ânions de ácidos orgânicos sobre os bicarbonatos.

Pode-se afirmar que o principal responsável pelos valores de alcalinidade total na entrada, observados pelas coletas (com exceção da 1ª), são os ânions de ácidos fracos (bicarbonatos), pois na comparação entre os valores de alcalinidade parcial e total percebe-se uma maior representatividade da alcalinidade parcial na composição da alcalinidade total. Deste modo os ânions de ácidos fracos (responsáveis pelo

tamponamento da variação do pH) estavam em maior presença do que os ânions de ácidos orgânicos, ver Quadro de Gráficos 2 – (p) alcalinidade total e (o) alcalinidade parcial.

De acordo com Metcalf e Eddy (1985), pelos valores apresentados de alcalinidade total, pode-se caracterizar o afluente em forte, pois todos os valores analisados nas coletas estavam próximo do valor padrão de 200 mg/L CaCO₃.

Os valores da alcalinidade do efluente da saída permaneceram mais estáveis, com menores variações. Na relação das alcalinidades (total e parcial) nota-se que na 4ª coleta houve um consumo da alcalinidade parcial pela reação com os ácidos voláteis, indicado pelo aumento da representatividade da alcalinidade total pelos ânions de ácidos orgânicos. Na 2ª e 5ª coletas a maior representatividade da alcalinidade total foi ocasionada pelos ânions de ácidos fracos, sendo que na 3ª ocorre uma igualdade de valores entre os ânions de ácido fraco e orgânico, ver Quadro de Gráficos 2 – (p) alcalinidade total e (o) alcalinidade parcial. Deste modo pode-se observar a capacidade do sistema em manter a estabilidade das reações de degradação, realizado pelos microrganismos.

A concentração de ácidos voláteis é um indicador para o acompanhamento das atividades das bactérias acidogênicas e metanogênicas, pois os produtos gerados pelas primeiras serão utilizados posteriormente pelas segundas. Os valores encontrados no afluente mostraram maior variação na 3ª coleta (556,8 mg/L), esse fato pode ser decorrente da maior concentração dos sólidos dissolvidos, nesta mesma coleta (ver Quadro de Gráficos 1 – (e) SDT), isso se deve em parte ao sedimento do tubo coletor. Dessa forma a concentração de ácidos voláteis tornou-se alta, pois no sedimento ocorreram reações de degradação, formando alguns constituintes, como é o caso dos ácidos voláteis.

Percebe-se que a concentração de sólidos dissolvidos no afluente influencia muito nos valores de ácidos voláteis, quando se compara a 1ª e 2ª com a 4ª e 5ª coletas. Nas duas primeiras coletas a concentração de sólidos dissolvidos foi maior do que as duas últimas, evidenciando assim valores de ácidos voláteis maiores na 1ª (144,6 mg/L) e 2ª (175,5 mg/L) coleta em relação a 4ª (99,6 mg/L) e 5ª (42,2 mg/L) coleta que apresentaram valores menores.

Os valores de ácidos voláteis para o efluente de saída se mantiveram com valores baixos, com exceção da 3ª que apresentou um valor alto de 386,3 mg/L, sendo explicado pela concentração de sedimento existente no tubo de coleta, pois nesta amostragem a concentração de sólidos dissolvidos foi a maior das analisadas na saída, ver Quadro de Gráficos 1 – (e) SDT. Outro fator menos provável seria a diminuição da ação das bactérias metanogênicas naquele momento, dessa forma o acúmulo de ácidos voláteis não metabolizados elevaria seu valor na saída. Contudo, nas demais coletas os valores dos ácidos voláteis permaneceram baixos, o que evidencia estabilidade do sistema anaeróbio, e garantias de equilíbrio entre as bactérias acidogênicas e metanogênicas.

Os valores de coliformes fecais e totais encontrados no afluente da entrada na 1ª coleta (totais – $3,0 \times 10^8$ e fecais – $8,0 \times 10^7$) foram muito altos, esse fato decorre da maior concentração de matéria orgânica no afluente e pelo tubo de coleta que acumulava sedimento, formando um local propício para o desenvolvimento microbiano. Nas demais coletas o valor de coliformes (totais e fecais) apresentaram-se menor em relação à anterior devido à maior vazão do afluente e a menor concentração de sedimento.

Os valores de coliformes (fecais e totais) no efluente da saída apresentaram-se com poucas variações, devido à estabilidade do sistema anaeróbio. Porém a concentração de coliformes, apesar de ter diminuído, ainda é alta (totais- na faixa de $1,7 \times 10^6$ a 5×10^6 e fecais $1,1 \times 10^5$ a 9×10^5), ver Quadro de Gráficos 2 – (s) coliformes totais e (t) coliformes fecais.

Foi realizado apenas em três amostragens as análises de coliformes (fecais e totais), visto a não necessidade, pois pelos resultados já obtidos foi confirmado a não remoção de coliformes totais e fecais do afluente. Conclusão já esperada, pois esses tipos de sistemas anaeróbios não removem os coliformes.

4. CONCLUSÕES

Pode ser verificada por meio das análises laboratoriais a variação da qualidade que o esgoto sanitário pode apresentar em função da vazão descarregada nas diferentes horas do dia. Cabe destacar que o sistema monitorado atende a uma população muito reduzida e a variação horária da vazão é decorrente desse fato.

Ao todo foram realizadas 5 coletas mensais, porém seria mais adequado realizar coletas semanais a partir da entrada e saída do reator em comparação com o tempo de detenção hidráulica do sistema, ou a realização de uma coleta composta ao longo do dia para se caracterizar melhor o afluente de entrada e saída. Dessa forma poderia obter um resultado mais condizente no monitoramento da eficiência do reator híbrido.

A presença de sedimentos no tubo de coleta de amostras causou interferência nos resultados em decorrência de que muitas partículas entravam no copo coletor junto com a alíquota da amostra.

Apesar dessa interferência foi possível detectar uma boa eficiência na remoção da matéria orgânica em forma de DQO e DBO, sendo que para o resultado de ambas o valor mínimo registrado foi de 76% e o máximo igual a 90%. Para os sólidos, a remoção também apresentou boa eficiência, principalmente para os sólidos suspensos totais, com um valor mínimo de 72% e máximo acima dos 90%. Tanto para DQO, DBO e sólidos suspensos os valores baixos ou altos de remoção se devem a vazão do afluente da entrada e sua concentração, pois em determinado período do dia o esgoto bruto pode se apresentar diluído de tal forma que quando comparado com o efluente de saída não aparente tanta remoção, enquanto que o afluente ao apresentar alta

concentração e comparando posteriormente com o efluente da saída apresenta uma alta remoção, isso tudo ocorre devido à grande variação do afluente (entrada) e baixa oscilação do efluente (saída), por ser mais estável.

O fato mais importante que foi observado é a estabilidade que o sistema híbrido apresenta, pois na maioria das análises laboratoriais o reator apresentou valores reduzidos e com poucas oscilações na saída do efluente, mesmo com altas cargas de matéria orgânica e de sólidos.

A remoção do lodo em excesso, realizada em decorrência de o seu acúmulo causar perda de carga excessiva no reator (antes da última coleta), não alterou o seu funcionamento significativamente, pois o lodo aderido ao meio suporte garantiu a boa eficiência do processo.

Como recomendação para futuros trabalhos, deve-se pensar em um pós-tratamento avançado a fim de remover a quantidade de nitrogênio e outros poluentes encontrados na saída do reator.

5. REFERÊNCIAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Edition Washington: American Public Health Association, AWWA, WPCF, 1998. 1569p.

CAMPOS, J. R., **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, ABES – 1999. Pág 1 a 99.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. L5. 202. Método de ensaio de coliformes totais e fecais - determinação pela técnica de tubos múltiplos, 1991.

CHERNICHARO, C. A. L., **Reatores anaeróbios Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, volume 5. 2ª impressão. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG - 2000. Pág 13 a 70.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005.

BRASIL. Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Decreto Estadual 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e controle da poluição do meio ambiente. 1976.

DILLALO, R; ALBERTSON, E. Volatile Acids by Direct Titration. *Journal of Water Pollution Control Federation* 33: 356-365. 1961. apud SILVA, A. J. Material para Determinação de Alcalinidade e Ácidos Voláteis para Reatores Anaeróbios - 2006.

METCALF; EDDY, Inc., **Ingeniería Sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales**. Tradução em espanhol, 2ª ed, tradutor Juan de Dios Trillo Montsoriu. Editorial Labor, S.A.Barcelona .1985. 969p.

RYPLEY, LE; BOYLE, WC; CONVERSE, L.C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobi Digestion of High-strength Wastes. *Journal of Water Pollution Control Federation* v.38, n.35, p 406-411, 1986. apud SILVA, A. J. Material para Determinação de Alcalinidade e Ácidos Voláteis para Reatores Anaeróbios – 2006.

PASSIG, F.H., **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**.2005. 148f.Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo. USP. São Carlos 2005.

Manuscrito recebido em:29/09/2008
Revisado e Aceito em:12/09/2009