

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DAS VÁRIAS FASES DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

José Ivan Vieira de Lima, Wilson Costa*

Departamento de Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), Ponta Grossa – PR, Brasil.

*E-mail: wcosta@uepg.br

Recebido em 06 de junho de 2011.

Aceito em 30 de junho de 2011.

RESUMO

O tratamento de efluentes pode ser realizado por processos físico-químicos e ou biológicos, que podem ser aeróbios e ou anaeróbios. A utilização de qualquer processo de tratamento de efluentes, geralmente objetiva a remoção da carga orgânica e, dependendo dos dispositivos utilizados, apresenta rendimentos diferentes. O objetivo deste trabalho foi de avaliar um sistema de tratamento de efluentes de origem doméstica que apresenta tratamento primário, secundário e auxiliar. O primário é realizado por um dispositivo que impede a entrada de material grosseiro e pelo desarenador, que retém o material inerte. O secundário, destinado a degradação dos compostos orgânicos, é realizado pelo reator anaeróbio de manta de lodo. O processo auxiliar, é uma lagoa de polimento. A avaliação foi feita, através da determinação do pH, Oxigênio Consumido (OC/DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), relação DQO/DBO, Alcalinidade, Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Nitrogênio amoniacal, nitrato, Fósforo Total, Turbidez e Sólidos Sedimentáveis (SS). Os resultados mostraram, que o processo biológico utilizado é adequado, já que a relação DQO/DBO é menor que 2,5, que o sistema foi capaz de remover matéria orgânica em termos de OC e DBO na ordem de 43,1 % e 44,8 % respectivamente e, que o teor de fósforo total na lagoa de polimento está elevado, o que pode ocasionar eutrofização.

Palavras-chave: Lodo ativado, Tratamento de efluentes, Digestão anaeróbica.

1 Introdução

Os processos de tratamento de águas residuárias são divididos inicialmente em dois grandes grupos, os biológicos e os físico-químicos. A utilização de um ou de outro, ou mesmo a combinação de ambos, depende das características do efluente a ser tratado, da área disponível para montagem do sistema de tratamento e do nível de depuração que se deseja atingir [1].

Os processos biológicos, foram concebidos para serem aplicados na remoção de material orgânico carbonáceo, nitrificação, desnitrificação, remoção do fósforo e estabilização do lodo gerado no sistema primário e secundário, possibilitando assim a correção das características indesejáveis do esgoto e a sua disposição final, de acordo com as regras e critérios definidos pela legislação ambiental [2].

A tratabilidade biológica de um efluente é avaliada por um parâmetro operacional denominado Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Quanto maior o valor da DBO, maior a labilidade biológica dos compostos orgânicos presentes num dado efluente [3] sendo que estes processos biológicos podem ser aeróbios e ou anaeróbios.

No Brasil, os sistemas anaeróbios encontram uma grande aplicabilidade. As diversas características favoráveis destes sistemas, como o baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais, onde há a predominância de elevadas temperaturas, têm contribuído

para a colocação dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, em posição de destaque, particularmente os reatores de manta de lodo [4].

Em geral, a degradação anaeróbica apresenta quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na hidrólise, os materiais particulados complexos (polímeros), são convertidos em materiais dissolvidos mais simples. Na acidogênese, os compostos gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeias curtas (AGV), álcoois, CO₂, H₂, NH₃, H₂S. Na acetogênese os produtos gerados na acidogênese são os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Na metanogênese, o metano é produzido pelas bactérias acetotróficas, a partir da redução de ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono [5].

Mas, os sistemas anaeróbios apresentam capacidade mais limitada de remoção da matéria orgânica e pequena (se alguma) eficiência de remoção de nutrientes e patógenos, demandando em geral pós tratamento, como as lagoas de polimento, que recebem este nome, quanto este dispositivo está associado a reatores de manta de lodo, cumprindo a função de remoção complementar da DBO, podendo alcançar elevada remoção de patógenos e amônia [6].

De maneira geral, a poluição orgânica pode então ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido

e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de quantidade de oxigênio necessário para oxidá-la; sendo os principais indicadores de poluição orgânica o oxigênio dissolvido (OD), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO) [7].

Com relação ao nitrogênio, ele está presente no esgoto doméstico [8], por fazer parte dos compostos orgânicos como aminoácidos e proteínas, por ser um subproduto do metabolismo humano como uréia e ácido úrico [9, 10] e por estar presente em detergentes que apresentam como surfactantes, grupo hidrófilo catiônico [11].

Em ambientes anaeróbicos, o nitrogênio é encontrado em sua forma completamente reduzida, o íon amônio NH_4^+ . A concentração de NH_4^+ associado com a de NO_3^- podem ser relacionadas à idade da poluição, dessa forma em análises onde é predominante a forma reduzida (NH_4^+) o foco de poluição se encontra próximo, mas se prevalecer a forma oxidada (NO_3^-) as descargas de esgoto provavelmente se encontram distantes [12].

O fósforo está presente no esgoto doméstico, principalmente, por estar incluído na formulação da maioria dos detergentes sob a forma de tripolifosfato de sódio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$) [11, 13] e isto é previsto pela Resolução CONAMA nº 359/2005 [14], sendo adicionado, com o objetivo de complexar íons metálicos responsáveis pela dureza das águas e tornar o meio alcalino, melhorando a ação de limpeza [13]. Sua importância, está relacionada a processos fundamentais em seres vivos, sendo desta maneira um controlador da população de organismos da água [12].

O esgoto fresco passado por um papel de filtro deixa um filtrado de grande transparência, pois os sólidos ainda pouco sujeitos a decomposição ficam retidos. A determinação dos sólidos suspensos (SS) é importante, pois estes formarão o lodo [15] e também conferem ao efluente uma certa turbidez onde, os efluentes mais frescos ou mais concentrados apresentam maior valor para este parâmetro [16].

A determinação dos teores de ácidos graxos voláteis também é importante, pois a sua concentração nos reatores e lagoas auxilia no entendimento do processo de degradação da matéria orgânica por via anaeróbia, já que os AGV são subprodutos das fases de acidogênese e acetogênese [17].

Um outro parâmetro para a avaliação da eficiência de um sistema de tratamento de efluentes é a alcalinidade, que é capacidade que um sistema aquoso tem para neutralizar ácidos sem perturbar de forma extrema as atividades biológicas que nele decorrem (efeito tampão), sendo que ela é devida, principalmente aos carbonatos e bicarbonatos e, secundariamente, aos íons hidróxidos, silicatos, boratos, fosfatos e amônia [17].

A Estação de tratamento de efluentes (ETE) avaliada, apresenta o tratamento primário, secundário e auxiliar. O primário é realizado por um dispositivo formado por barras metálicas paralelas, igualmente espaçadas, que tem por objetivo impedir a entrada de material grosseiro e, pelo desarenador, que retém o material inerte como areia seixos, pedriscos, devido a

baixa velocidade com que o efluente percorre uma calha. Já o secundário, destinado a degradação dos compostos carbonáceos, é realizado por reator de manta de lodo, que consiste de um fluxo ascendente do efluente através de um leito de lodo biológico denso e de elevada atividade microbiana. O processo auxiliar é uma lagoa de polimento.

2. Metodologia

A ETE avaliada, apresentou no período uma vazão média de 162 L s^{-1} , a temperatura média do efluente na chegada da estação foi de $20,5 \text{ }^\circ\text{C}$ e quando foi liberado no corpo receptor, $22,7 \text{ }^\circ\text{C}$. As coletas e análises foram semanais, em número de 4, no mês de abril de 2007. Os pontos de coletas e análises foram: entrada do desarenador (ponto 1), saída do reator (ponto 2) e saída da lagoa de polimento (ponto 3). As análises realizadas foram: pH, Alcalinidade, Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Oxigênio Consumido (OC/DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Relação DQO/DBO, Nitrogênio Total, Nitrogênio amoniacal, Fósforo Total, Turbidez e Sólidos Sedimentáveis (SS).

2.1 pH

O pH foi determinado por potenciometria [18].

2.2 Alcalinidade

Para determinação da alcalinidade, utilizou-se o método de titulação como ácido sulfúrico, utilizando com indicador a fenolftaleína [18].

2.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

A determinação do teor de AGV foi realizada, a partir da titulação do destilado do efluente que foi previamente centrifugado, com uma solução padrão de hidróxido de sódio [18].

2.4 Oxigênio consumido (OC)

Foi determinado através da permanganimetria; a amostra foi colocada sob aquecimento com permanganato de potássio (KMnO_4) em meio ácido durante um determinado tempo, em seguida adicionou-se oxalato de sódio ($\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$), titulando-se a mistura com a solução de KMnO_4 [19]. A DQO (Demanda Química de Oxigênio) é denominada de "oxigênio consumido", quando o oxidante é o permanganato de potássio [7].

2.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Foi determinada através da titulometria (iodometria indireta) pelo método do Winckler modificado pela azida sódica, utilizando como titulante o $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$. De acordo com cada ponto, efetuou-se uma diluição específica com utilização de quatro meios nutrientes que continham respectivamente KH_2PO_4 , MgSO_4 , CaCl_2 e FeCl_3 [18].

2.6 Nitratos

Foi determinado por espectrometria na região do visível (leitura em 520 nm). Através da redução pela hidrazina, o nitrato foi convertido a nitrito e, o nitrito já presente e aquele produzido a partir do nitrato, foram convertidos em um derivado azo, através da sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina [18].

2.7 Nitrogênio amoniacal (NH_4^+)

Determinou-se por espectrometria na região do visível (leitura em 640 nm). Pelo método do fenato, através da formação do azul de indofenol, formado pela reação entre amônia, hipoclorito, fenol e catalisada pelo nitroprussiato de sódio [18].

2.8 Fósforo Total (P total)

O fósforo presente foi convertido a fosfato, que a seguir foi determinado através da espectrofotometria na região do visível no comprimento de onda de 880 nm [18].

2.9 Turbidez

Utilizou-se o método nefelométrico [18].

2.10 Sólidos Sedimentáveis (SS)

Determinado através do método volumétrico, utilizando o Cone Imhoff [18].

3. Resultados e Discussões

A tabela 1 trás os valores médios para os parâmetros determinados e os respectivos desvios padrões.

Tabela 1. Valores médios para pH, alcalinidade, AGV, OC, DBO, relação DQO/DBO, N amoniacal, nitrato, fósforo total, turbidez, sólidos sedimentáveis, com os respectivos desvios padrões colocado entre parênteses.

Pontos coleta	pH	Alcalin. ($mg L^{-1}$ $CaCO_3$)	AGV ($mg L^{-1}$)	OC (DQO) ($mg L^{-1}$)	DBO ($mg L^{-1}$)	Relação DQO/DBO	(NH_4^+) ($mg L^{-1}$)	NO_3^- ($mg L^{-1}$)	P total ($mg L^{-1}$)	Turbidez NTU	SS ($mg L^{-1}$)
1	6,8 (0,14)	350 (39,56)	12,0 (2,74)	221,7 (12,34)	122,9 (11,04)	1,83 (0,09)	79,2 (2,02)	16,7 (1,31)	12,7 (0,51)	95,9 (8,17)	1,50 (0,00)
2	6,7 (0,10)	184 (16,18)	321 (27,89)	119,5 (3,72)	66,2 (10,96)	1,83 (0,25)	50,0 (5,45)	9,50 (0,61)	12,1 (0,87)	19,6 (1,90)	0,60 (0,14)
3	7,1 (0,18)	121 (18,60)	4,0 (1,83)	126,2 (6,43)	67,8 (10,53)	1,89 (0,35)	12,2 (0,78)	35,0 (1,73)	6,5 (1,70)	54,6 (3,57)	0,20 (0,22)

3.1 Relação entre pH, alcalinidade e AGV

O ponto 1 de coleta, é aquele situado logo após a passagem do efluente pelo dispositivo formado por barras metálicas paralelas, isto é, a entrada do desarenador. Como pode ser observado pelos dados presentes na tabela 1, o pH neste ponto é igual a 6,8 e, conforme pode ser visualizado na figura 1, a alcalinidade é elevada e a concentração dos AGV é baixa. No ponto 2, que é a saída do reator, se observa uma pequena redução no valor do pH (tabela 1), que pode ser associada ao aumento na concentração dos AGV, que não reduziu o pH a valores menores ainda, porque os AGV são ácidos fracos e possivelmente, pela elevada concentração de carbonatos, bicarbonatos, íons hidróxidos, silicatos, boratos, fosfatos, amônia, que conferem ao efluente um alto valor na alcalinidade do ponto 1 e que foram parcialmente consumidos, reduzindo a concentração destes íons nos ponto 2. No ponto 3, que corresponde a saída do efluente da lagoa de polimento, se observa um pequeno aumento no valor do pH (tabela 1), que pode ser associado a uma redução acentuada dos AGV, já que a variação da alcalinidade não foi tão intensa.

A elevação da concentração dos AGV observada no ponto 2 da Tabela 1 e Figura 1, evidencia que a acidogênese ocorre predominantemente no reator e a redução deste parâmetro no ponto 3, indica que na lagoa de polimento é que está ocorrendo a acetogênese que possivelmente está seguida da metanogênese.

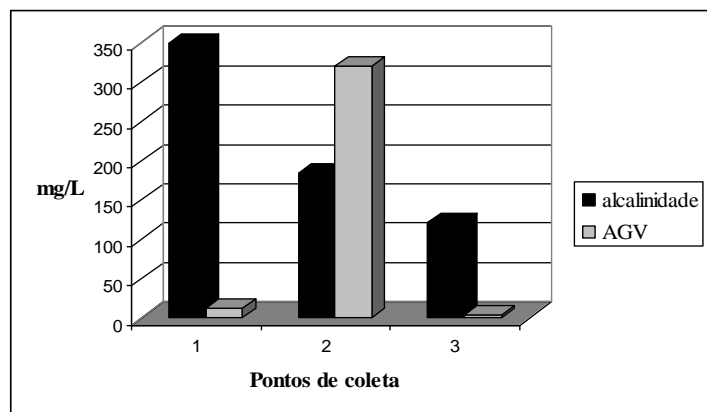


Figura 1 - Relação entre alcalinidade e AGV.

3.2 Relação entre OC (DQO) e DBO

Como pode ser observado na Tabela 1, a relação DQO/DBO é característica de efluentes que são facilmente biodegradáveis, pois os valores obtidos para esta relação nos três pontos de coleta são menores que 2,5 [3]. Tal constatação permite dizer, que a utilização de um processo biológico é adequada para a remoção da matéria orgânica presente neste efluente.

Pela análise da Figura 2 e da Tabela 1, podemos observar que o reator é o grande responsável pela remoção da matéria orgânica presente no efluente, já que esta redução em termos de quantidade de oxigênio necessária para degradá-la corresponde a 102,2 mg L⁻¹ ou 46 % se considerarmos os valores de OC (DQO) e de 56,7 mg L⁻¹ ou 46,1 % se a relação for feita em relação a DBO.

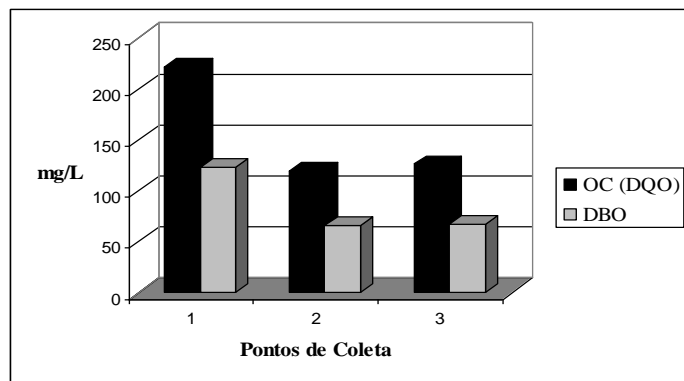


Figura 2 - Relação entre OC (DQO) e DBO.

Já a lagoa de polimento, teve uma influência negativa, pois no efluente se observou uma elevação no valor do OC (DQO) de 6,7 mg L⁻¹ ou 5,6 %, comparando com o efluente que saiu do reator. Em relação a DBO, os cálculos indicaram uma elevação da DBO em relação ao efluente que saiu do reator é de 1,6 mg L⁻¹ ou 2,4 %. Estas elevações nos teores de matéria orgânica, ocorreram

possivelmente, devido ao desenvolvimento de tecido vegetal neste reservatório, já que aí ocorre acúmulo de água enriquecida com determinados nutrientes.

3.3 Relação entre nitrogênio amoniacal e nitrato

Como esperado, o nitrogênio amoniacal é a forma predominante no efluente que chega à ETE. Passando pelo reator, sua concentração reduziu em 36,9 % e, na lagoa de decantação, sua concentração reduziu outros 47,7 %, em grande parte devido a sua conversão a nitrato. Para o nitrato, a sua concentração no efluente que chega a ETE é bem mais baixa que a do nitrogênio amoniacal. Na passagem pelo reator, a sua concentração reduziu 43,1 %, consumido possivelmente como fonte de oxigênio para degradar matéria orgânica. Na lagoa de polimento, a sua concentração atingiu 35 mg L⁻¹, valor este, bem acima que os 16,7 mg L⁻¹ encontrados no efluente quando ele chegou a ETE. Esta elevação ocorreu possivelmente, devido a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, já que nesse local, há a possibilidade de aporte de oxigênio a partir da atmosfera.

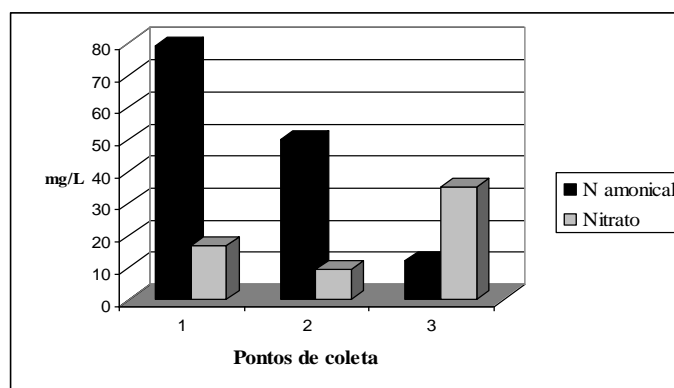


Figura 3 - Relação entre nitrogênio amoniacal e nitrato.

3.4 Fósforo total

Conforme pode ser observado na Tabela 1 e Figura 4, a redução de fósforo total após a passagem do efluente pelo reator é pequena, correspondendo a 4,7 % em relação àquela encontrada no efluente que chega à ETE. Já na lagoa de polimento, a redução foi de 44,1 % em relação a concentração encontrada no efluente que saiu do reator. Esta redução de 5,6 mg L⁻¹ é devido possivelmente ao desenvolvimento de tecido vegetal, evidenciado pelo aumento dos valores do OC e DBO observados no efluente presente na lagoa de polimento (tabela 1 e figura 2), isto é, a lagoa estaria eutrofizada.

Como não existem valores para definir se um reservatório está ou não eutrofizado, pode-se tomar como referência alguns trabalhos já realizados. Para Ceretta [20], quando o PO₄³⁻ é encontrado em concentrações acima de 0,1 mg L⁻¹ pode desencadear a eutrofização. Vieira e colaboradores [21] mostraram que concentrações máximas de 8,8 mg L⁻¹ de P total

encontradas para o reservatório de Ibitinga estão intimamente ligados com um alto potencial de eutrofização; já para Valente e colaboradores [7], as concentrações de P total entre 0,19 e 0,11 mg L⁻¹ foram o suficiente para agravar o quadro de eutrofização da represa de Barra Bonita.

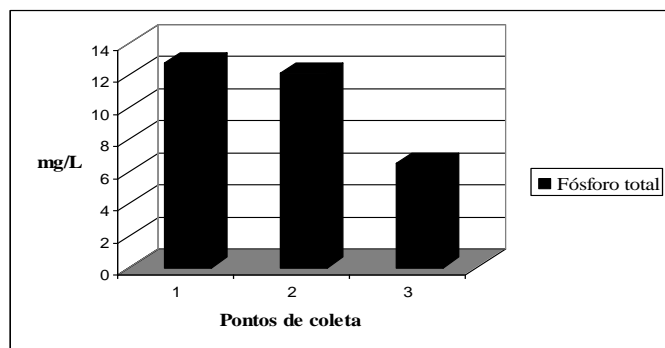


Figura 4 - Variação da concentração de fósforo total.

3.5 Turbidez e sólidos suspensos

Fazendo cálculos utilizando os dados presentes na tabela 1, verifica-se que a remoção dos sólidos suspensos foi de 86,7%, sendo que no reator a redução foi de 60 % em relação ao teor presente no efluente que chega à ETE e na lagoa de polimento outros 26,67 % foram removidos. Em relação a turbidez, na Figura 5 podemos observar, que após a passagem pelo reator ela sofre uma grande redução, que calculada utilizando os dados presentes na Tabela 1, corresponde a 79,5 % mas, na lagoa de polimento, se observa um aumento de 178,6 % em relação a aquela encontrada no efluente que saiu do reator. Tal aumento, possivelmente se deve a presença de tecido vegetal, que se desenvolveu devido ao teor elevado de fósforo total e já evidenciado pelo aumento nos valores do OC e DBO.

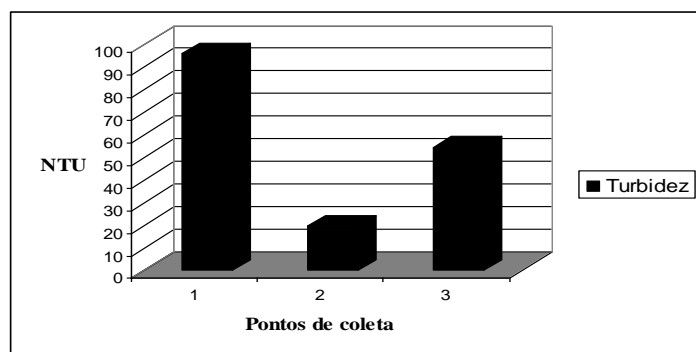


Figura 5 - Variação da turbidez.

4 Conclusões

No período em que as análises foram realizadas, se observa que o sistema biológico aplicado ao tratamento do efluente é adequado, já que a relação DQO/DBO em todas as fases avaliadas foi sempre menor que 2,5. A acidogênese ocorreu no reator, mas o pH do efluente não sofreu grande variação, porque os ácidos gerados são fracos e a alcalinidade do efluente é elevada. A redução do OC no reator foi de 46 % e da DBO 46,1 % mas, na lagoa de polimento o OC e a DQO tiveram um pequeno aumento. O nitrogênio na forma amoniacal é predominante no efluente que chega à ETE, reduzindo 36,9 % no reator e 47,7 % na lagoa de polimento, possivelmente pela sua conversão a nitrato, já que a concentração deste íon se elevou de maneira considerável, passando de 16,7 mg L⁻¹ no efluente que chega à ETE, para 35 mg L⁻¹ após passagem pela lagoa de polimento. O fósforo total teve uma redução na sua concentração de 4,7 % ao passar pelo reator. Na lagoa de polimento, em relação ao efluente que saiu do reator, a sua concentração reduziu 44,1 %, possivelmente consumido na geração de tecido vegetal, o que pode ser confirmado pelos elevações nos valores do OC e DQO, atingindo valores de concentração característicos de reservatórios eutrofizados. Para os sólidos suspensos, a remoção foi de 60 % no reator e 26,67 % na lagoa de polimento. No reator ocorreu uma redução da turbidez, mas na lagoa ocorreu um aumento, sendo mais um indicativo da presença de tecido vegetal que foi aí gerado. Fatores que podem ter contribuído para uma eficiência apenas parcial das fases utilizadas no tratamento utilizado, possivelmente foram a elevada vazão observada durante o período em que foram feitas as análises (162 L s⁻¹) e a temperatura (20,5 °C) do efluentes na chegada à ETE.

EVALUATION OF EFFICIENCY THE SEVERAL PHASES TREATMENT OF THE WASTEWATER SYSTEM

ABSTRACT: The treatment of the wastewater can be processed by either physical-chemical and or biological methods. Biological methods in turn can be divided into aerobic and anaerobic. The utilization anything process usually have for objective to remove the organ matter and, the performance is variable depending on the device utilized. The purpose of the present work is to evaluate the treatment wastewater system with primary, secondary and auxiliary treatments. The primary treatment consists of a dispositive that blockade bulky materials and the sand excluder for removing the inert materials. The secondary, responsible for the organic charge elimination is realized by up flow of an anaerobic sludge mantle filter. The auxiliary treatment is a polishing pond. The evaluation was made through the determination of pH, Consumed Oxygen (CO/COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), COD/BOD relation,

alkalinity, volatile fatty acids (VFA), total nitrogen, ammonium, nitrate, total phosphorus, turbidity and settleable solids determination. The results showed that the biological process used is appropriate given that the ratio COD / BOD is less than 2.5, the system was capable of removing organic matter in terms of OC and BOD at the rates of 43.1 % and 44.8 % respectively when the concentration of total phosphorus in polishing pond is high, which can cause eutrophication.

Keywords: Activated silt, Biological treatment, Anaerobic digestion.

Referências

- [1] GUIMARAES, J. R.; NOUR, E. A. A.; Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola, vol. 1, p. 19-30, 2001.
- [2] METCALF & EDDY; Wastwater, Engineering: Treatment Disposal and Reuse, 3 ed.; McGraw Hill; New York, 1991. 1344p.
- [3] JARDIM, W. F.; CANELA, M. C.; UNICAMP - Caderno temático nº 1, p. 1-11, 2004.
- [4] CHERNICHARO, C. A. L.; Pós Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; SEGRAC Editora e Gráfica; Belo Horizonte, 2001. 544p.
- [5] CHERNICHARO, C. A. L.; Reatores Anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; DESA/UFMG; Belo Horizonte, 1997. 245p.
- [6] SANTOS, M. de L. F. dos; Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários; SERMOGRAF Artes Gráficas e Editora Ltda; Rio de Janeiro, 2006. 403p.
- [7] VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M.; Eclética Química, Vol. 22, 1997.
- [8] OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O.; Scientia Agrícola, Vol. 58, n. 1, p. 171-180, 2001.
- [9] MURRAY, R. K. et al. Harper's Biochemistry; Prentice-Hall International Inc.; New Jersey, 1997. 806p.
- [10] VOET, D.; VOET J. G.; Biochemistry; John Wiley & Sons; New York, 1990. 1223p.
- [11] SHREVE, R. N.; BRINK JR, J. A.; Indústrias de Processos Químicos; Guanabara Koogan; Rio de Janeiro, 1997. 717p.
- [12] LIMA, Maria Angélica da Silveira. Águas acumuladas em açudes e barragens na região de Santa Maria e flutuações em seus atributos físicos químicos. 2005. 83 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2005
- [13] OSORIO, V. K. L.; OLIVEIRA, W.; Química Nova, Vol. 24, n. 5, p. 700-708, 2001.
- [14] Site do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 359 de 29 de abril de 2005. Brasília: D.O.U, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano.cfm?codlegitipo=3>. Acesso em: 10 set. 2007.
- [15] IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R.; Manual de Tratamento de Águas Residuárias; Edgar Blücher; São Paulo, 2002. 301p.
- [16] SPERLING, V. M.; Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Água Residuárias, Vol. 1; DESA-UFMG; Belo Horizonte, 1996. 243p.
- [17] MACEDO, J. A. B.; Métodos Laboratoriais de Análises: Físico-químicas e Microbiológicas; Águas & Águas; Juiz de Fora, 2001. 302 p.
- [18] CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D.; Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; American Public Health; Washington, 1998. 1177p.
- [19] ADAD, J. M. T.; Controle Químico de Qualidade; Editora Veja; Belo Horizonte, 1969. 383p.
- [20] CERETTA, Maristela Coradini. Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do arrio Cadena –Município de Santa Maria –RS. 2004. 154 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2004.
- [21] VIEIRA M. da S.; FERREIRA J. R.; CASTRO de P. M. G.; ROCHA A. de A.; Boletim do Instituto de Pesca-Instituto de pesca, São Paulo, Vol. 28, p. 77-91, 2002.