

XI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE

ESTUDO DA DEGRADAÇÃO AERÓBIA DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO EM REATOR OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL

Emmanuelle Leite Wanderley¹; João Paulo da Silva Siqueira² & Nélia Henriques Callado³

RESUMO – Os processos de tratamento aeróbio possuem alta eficiência de remoção de matéria orgânica e de remoção de nitrogênio amoniacal, sendo o sistema de lodo ativado e as lagoas aeradas as configurações mais usuais para esse processo. O reator em bateladas sequenciais pode ser uma configuração vantajosa devido a sua flexibilidade operacional. Esta pesquisa apresenta os resultados iniciais da degradação aeróbia de esgoto sanitário sintético em reator em batelada sequencial, operado em escala laboratorial, para remoção de matéria orgânica e amônio. O monitoramento do reator foi feita através de análises de DQO, alcalinidade, pH e nitrogênio nas formas amoniacal, nitrito e nitrato. Os resultados mostraram que a remoção de DQO, na maioria dos dias analisados, foi superior a 80% desde o início de operação do reator, no entanto, houve acúmulo de nitrito nas 3 primeiras semanas de operação do RBSae inferindo uma menor taxa de crescimento das bactérias oxidadoras de nitrito, e que para as condições operacionais desta pesquisa, o processo de nitrificação e a eficiente remoção de nitrogênio amoniacal só foi consolidado a partir do 43º ciclo operacional.

ABSTRACT - The aerobic treatment processes have high removal efficiency of organic matter and ammonia nitrogen removal, and the system of activated sludge and aerated lagoons settings most commonly used for this process. The sequencing batch reactor in a configuration can be advantageous due to its operational flexibility. This study presents the initial results of the aerobic degradation of synthetic domestic wastewater in sequencing batch reactor, operated at laboratory scale for removal of organic matter and ammonia. The monitoring of the reactor was made through analysis of COD, alkalinity, pH and nitrogen forms ammonia, nitrite and nitrate. The results motraram the COD reduction was greater than 80% from the beginning of operation of the reactor, however, there was a build up of nitrite in the first 3 weeks of operation RBSae inferring a lower rate of growth of nitrite-oxidizing bacteria, and operating conditions for this search, the process of nitrification and efficient removal of ammonia was not established with effect from 43 operating cycle.

Palavras-Chave – remoção de DQO e nitrogênio, reator em batelada, esgoto sintético.

¹Mestranda do Programa de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas. E-mail: manu.lw@hotmail.com

²Mestrando do Programa de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas. E-mail: psiqueira.ce@gmail.com

³Professora do Programa. E-mail: nelia.callado@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

Com o aumento da população mundial, cresceu também a necessidade por bens e serviços, principalmente por produtos industrializados, torna-se cada vez mais presente no cotidiano das pessoas. A consequência disto é a expansão da indústria e com isso um maior volume de resíduos gerados a partir dessa atividade.

Os efluentes gerados podem conter metais, sais, materiais inorgânicos e também compostos orgânicos, de tratamento mais difícil, daí é grande a preocupação e o interesse, tanto de ordem sanitária quanto econômica e social para que os despejos industriais e domésticos possam ser submetidos a tratamentos adequados antes de serem lançados em corpos aquáticos.

Nas águas residuárias encontra-se comumente matéria orgânica e nutrientes além de microrganismos patogênicos e substâncias tóxicas. O emprego de microrganismos na degradação dos poluentes é adotado em estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais onde sistemas anaeróbios e/ou aeróbios são implantados.

Os processos aeróbios utilizam organismos que requerem oxigênio molecular que se proliferam na água ou no solo, otimizando o tratamento e minimizando custos. As tecnologias de tratamento de águas residuárias são um aperfeiçoamento do processo de depuração da natureza, e buscam maior capacidade de absorção, com o mínimo de recursos em instalações e operação, e melhor qualidade do efluente lançado (Rosato, 1997 *apud* Barros, 2009).

As suas formas mais comuns de aplicação dos processos aeróbios estão representadas pelas lagoas aeradas e pelos sistemas de lodos ativados. Nas lagoas aeradas, os efluentes são submetidos à ação de consórcios de organismos, muitas vezes de composição desconhecida, durante vários dias. Neste tipo de tratamento, a toxicidade aguda (efeitos adversos que ocorrem em um curto período de tempo, geralmente até 14 dias, após a exposição de um organismo a única dose da substância (poluente) ou depois de múltiplas doses em até 24 horas) é removida com relativa facilidade. No entanto, outros parâmetros importantes, como cor e toxicidade crônica (efeitos adversos que ocorrem em um organismo durante a maior parte do seu ciclo de vida), não são eficientemente reduzidos. Além disto, alguns problemas associados com perdas de substratos tóxicos por volatilização e contaminação de lençóis freáticos por percolação (infiltração), são também bastante críticos (Freire *et al.*, 2000).

Uma outra configuração de aplicação dos processos aeróbios é o Reator Batelada Sequencial (RBS). Segundo Mesquita *et al.* (2006), esse tipo de reator é um sistema de tratamento com lodos ativados em que as diferentes fases de tratamento ocorrem dentro do mesmo tanque. O termo, é originado pela sequência de passos pelos quais o reator passa desde que recebe o afluente, o trata e o

descarrega. O RBS não remove apenas matéria orgânica e sólidos suspensos, como a maioria dos sistemas convencionais de lodos ativados, podendo também ser usado na remoção biológica de nutrientes – nitrogênio e fósforo. Este sistema apresenta várias vantagens em relação ao sistema convencional de lodos ativados, entre as quais se destacam: controle do crescimento filamentosos e problemas de sedimentação; remoção de nutrientes sem adição de agentes químicos uma vez que se verifica um bom contato do oxigênio com os microrganismos e substrato; menor área para a instalação, e menor equipamento de processo, dado que apenas se utiliza um tanque para todas as fases de operação; grande flexibilidade e controle dos ciclos de operação.

No RBS a reação ocorre num único tanque, reduzindo custos de capital e operação; descarta a necessidade de reciclo de lodo, economizando bombas de reciclo; evita-se o “*wash out*” (arraste) dos microrganismos do reator biológico, onde as bactérias autotróficas crescem mais lentamente (Rubino *et al*, 2003). Destaca-se também a facilidade de adaptação desta tecnologia às variações contínuas de concentrações de poluentes, o que permite sua utilização para o tratamento de efluentes variados tais como os provenientes das indústrias alimentícia, petroquímica, papel e celulose, couros, esgotos municipais e domésticos (GINORIS, 2006).

Afonso e Patza, (2000) citam também que o uso desses tipos de reatores vem sendo intensificado nos últimos anos em vários países, pela sua simplicidade operacional, possibilidade de automação, flexibilidade de estratégias de operação (que podem permitir a remoção de nutrientes e absorção de picos de cargas volumétricas e/ou orgânicas), apresenta baixa produção de lodo, alta eficiência de remoção de compostos orgânicos, aliado à economia de energia e implantação quando comparado com sistemas de lodos ativados convencionais e suas variantes.

Oliveira e Blund (2003) estudaram reatores em bateladas sequenciais, no tratamento de esgoto sanitário sintético, onde os mesmos apresentaram eficiência de 95% na remoção de DQO.

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal, em um reator em batelada sequencial tratando esgoto sanitário sintético.

METODOLOGIA

Descrição da Instalação Experimental

A pesquisa foi desenvolvida utilizando-se uma instalação experimental de bancada laboratorial, montada no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFAL (LSA/UFAL) composta por um reator em bateladas alimentas aeróbio (RBAae) construído em acrílico com 14 cm de diâmetro e 80 cm de altura, 2 tanques de armazenamento de resíduo e sopradores de ar, como ilustrado na Figura 1.



Figura 1. Instalação experimental.

Legenda: (1) tanques de armazenamento, (2) aerador, (3) RBAe.

O RBAe era dotado de dois pontos, um inferior (localizado a 3 cm do fundo) para a entrada de efluente bruto e outro com espaçamento de 12 cm (a 15 cm do fundo) destinado à saída do efluente tratado. Tinham ainda 2 pontos um no fundo do reator, para coleta de lodo sedimentado e outro na superfície para coleta de efluente decantado.

Esgoto Sintético

O resíduo utilizado na pesquisa foi o esgoto sanitário sintético, preparado segundo a descrição de Torres (1992), cuja composição está apresentada na Tabela 1, e descritas as contribuições, em percentual de DQO, dos compostos orgânicos utilizados. O esgoto sanitário comum, por ser altamente contaminante oferecendo riscos aos pesquisadores, se fez a opção pelo esgoto sanitário sintético.

Tabela 1: Composição do esgoto sintético preparado

Composto	% DQO	Fonte
Proteínas	50%	Fígado bovino, 50%.
Carboidratos	40%	Sacarose, 20% Amido Comercial, 60% Celulose, 20%
Lipídios	10%	Óleo de soja, 10%. (emulsionado com 24 gotas de detergente/L)

Fonte: Adaptado de Torres, 1992.

A fonte de proteínas utilizada foi fígado bovino previamente cozido em água e posteriormente triturado em liquidificador. Já os carboidratos foram obtidos através da adição de reagentes de sacarose (açúcar), amido comercial (maisena) e celulose (papel higiênico picotado). Os lipídeos presentes foram de fonte de óleo de cozinha à base de soja. Além disso, era adicionado bicarbonato de sódio para fornecer alcalinidade ao sistema.

O esgoto sintético era preparado sempre que iniciado um novo ciclo reacional, manipulado em balde plástico, à temperatura ambiente utilizando-se água do sistema de abastecimento em volume suficiente para alimentar o reator durante um ciclo. A Tabela 2 apresenta as concentrações utilizadas para preparo de 8 litros de substrato sintético com DQO de cerca de 1000 mg.L⁻¹.

Tabela 2: Composição do esgoto sintético para DQO de 1000 mg.L⁻¹.

Composto Orgânico	Concentração
Extrato de carne (fígado bovino liquefeito)	*12 mL
Sacarose	0,144 g
Amido comercial	0,448 g
Celulose	0,164 g
Óleo de soja emulsionado com detergente	0,153 g
Bicarbonato de sódio	0,400 g

*Quantidade referente a 400mg/L

Operação do Reator Biológico – RBAae

O RBSAae foi alimentado com esgoto sanitário sintético (ESS) operado em bateladas com ciclos de 24 horas em 4 fases distintas: enchimento + reação (11 horas), reação (11 horas), sedimentação (1,5 horas), descarte (0,5 horas).

A fase de enchimento ocorreu juntamente com a fase de reação, cujo ciclo de reação foi feita com, 50% do tempo sendo enchimento+ reação e 50% somente reação. O tempo de enchimento foi controlado por meio da abertura parcial da válvula de saída do tanque de armazenamento do resíduo, e a aeração/agitação feita conectando-se o soprador de ar, por meio de uma mangueira de borracha a uma tubulação de PVC de 5 mm de diâmetro, a quatro pedras porosas colocadas no fundo do reator. Cessada a fase de reação, os sólidos em suspensão eram separados por sedimentação da fase líquida no próprio reator e posteriormente o sobrenadante descartado, reiniciando o ciclo operacional. O RBSae foi operado a temperatura ambiente (variando de 27 °C a 30 °C), tratando 8,0 L de resíduo por batelada.

Lodo de inóculo

Para a partida do RBSae foi utilizado 1,0 L de lodo proveniente de um reator aeróbio de uma estação de tratamento de esgoto industrial, antes de inocular o reator o lodo foi caracterizado através dos parâmetros: sólidos totais, fixos e voláteis.

Avaliação do desempenho do reator

Para analisar o desempenho do reator o monitoramento dos parâmetros e o método usado estão apresentados na apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Parâmetros analisados e métodos de análises

PARÂMETRO	MÉTODO	FREQÜÊNCIA
pH	Potenciométrico	Diário
Alcalinidade (mg.CaCO ₃ /L)	Titulométrico	1 vez por semana
DQO bruta (mg/L)	Espectrofotométrico	2 vezes por semana
Sólidos totais, fixos e voláteis	Gravimétrico	1 vez por semana
Cor aparente e verdadeira (mgPt-Co/L)	Espectrofotométrico	1 vez por semana
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Titulométrico	1 vez por semana
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	Espectrofotométrico	1 vez por semana
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Espectrofotométrico	1 vez por semana

DQO: Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺: N-amoniacal; N-NO₂⁻: Nitrito; N-NO₃⁻: Nitrato.

As concentrações de alcalinidade foram medidas por titulação direta, segundo metodologia descrita por Ripley *et al.* (1986). Os demais exames e análises realizados durante a pesquisa foram conduzidos preferencialmente, conforme os Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (APHA, 1999).

Durante os 43 dias de operação do reator, ele foi alimentado com esgoto sintético, as análises começaram no dia seguinte após a primeira alimentação, sempre analisando o afluente e o efluente do reator.

RESULTADOS

O reator foi inoculado com 1 litro de lodo aeróbio, correspondente a 12,5% do volume útil do reator, cuja concentração inicial de sólidos totais, fixos e voláteis de lodo era de $3.482,5 \text{ mg.L}^{-1}$, $957,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2.457,5 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente, demonstrado que a fração orgânica correspondia a 70,5%. Após a inoculação, a altura do lodo sedimentado no reator correspondia a cerca de 5 cm. Durante a operação do reator observou-se o crescimento gradativo da altura do lodo sedimentado na fase de decantação do ciclo operacional, atingindo 11 cm com 43 dias de operação e concentração de sólidos totais no licor misto de 12.068 mg.L^{-1} .

Tratamentos biológicos de esgoto sanitário por processos aeróbios possuem alta eficiência de remoção de DQO, geralmente superior a 80%, na maioria dos dias analisados. O RBSae aqui estudado apresentou eficiência de remoção da DQO bruta de 86,3% (Figura 2).

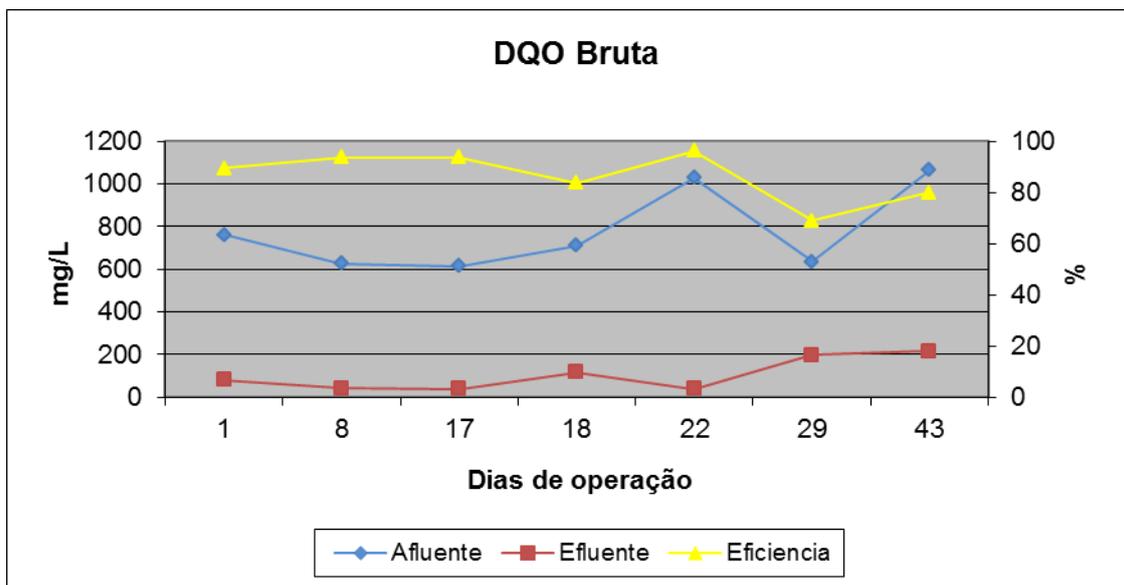


Figura 2 – Eficiência de remoção de DQO bruta obtida na operação do reator.

Observando-se a Figura 2, percebe-se que a remoção de DQO foi superior a 80%, o que indica que o lodo de inóculo não sofreu interferência pela mudança do substrato industrial para o esgoto sanitário sintético.

Com relação ao pH foi observado que durante as 3 primeiras semanas de operação do reator, o pH do efluente era superior a do efluente, a partir da quarta semana percebe-se que o pH

efluente passou a ser menos que a do afluente (Figura 3), indicando que o processo de nitrificação começava a se estabelecer, visto que este consome alcalinidade e conseqüentemente causa diminuição do pH. O estabelecimento do processo de nitrificação foi confirmado pelas análises de nitrogênio na forma amoniacal, nitrito e nitrato, apresentadas nas Figuras 4, 5 e 6.

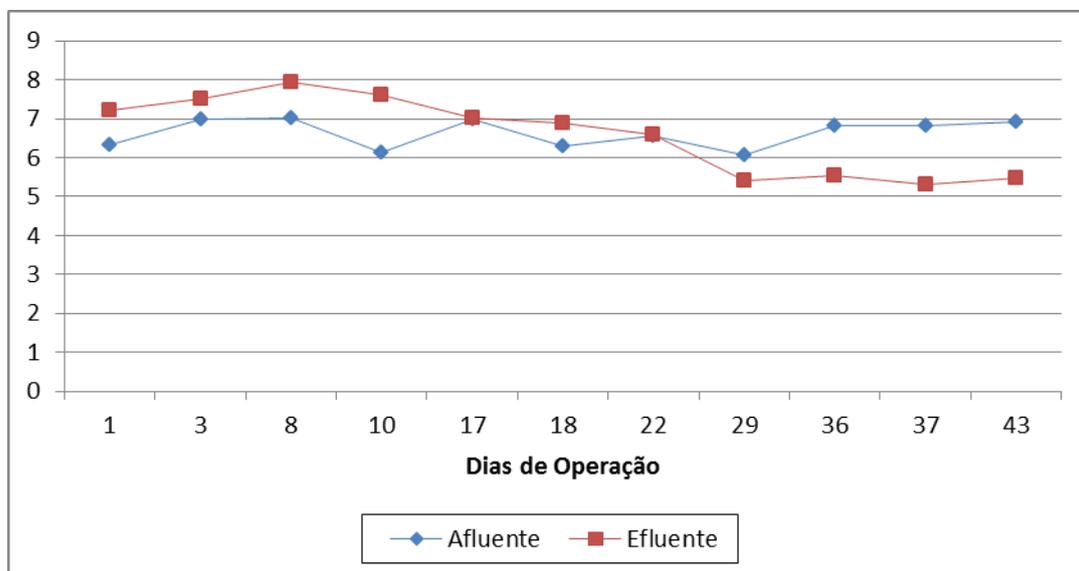


Figura 3 – Variação do pH obtida em 43 dias de operação do reator.

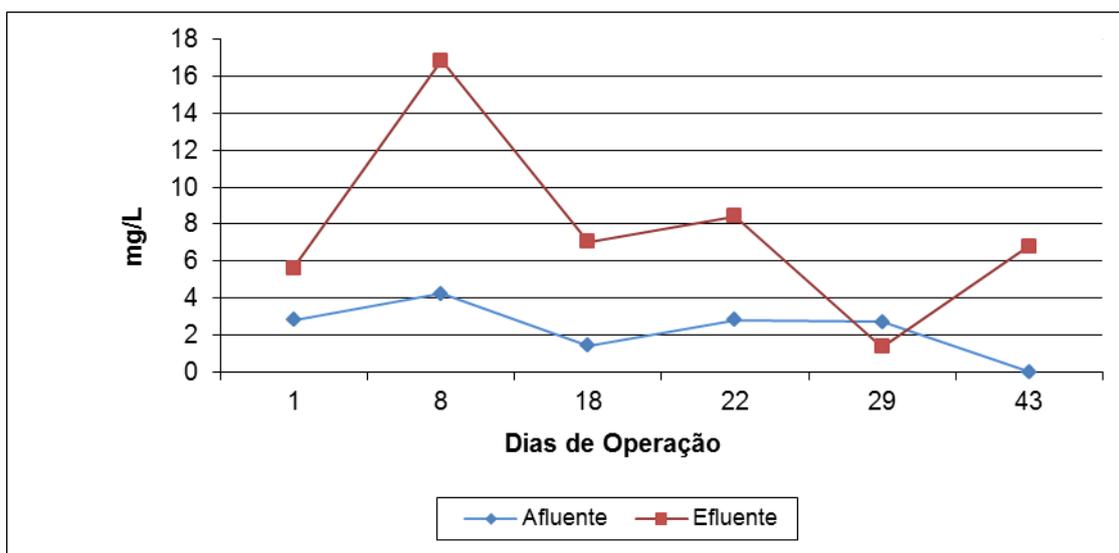


Figura 4 – Concentração de Amônio obtida em 43 dias de operação do reator.

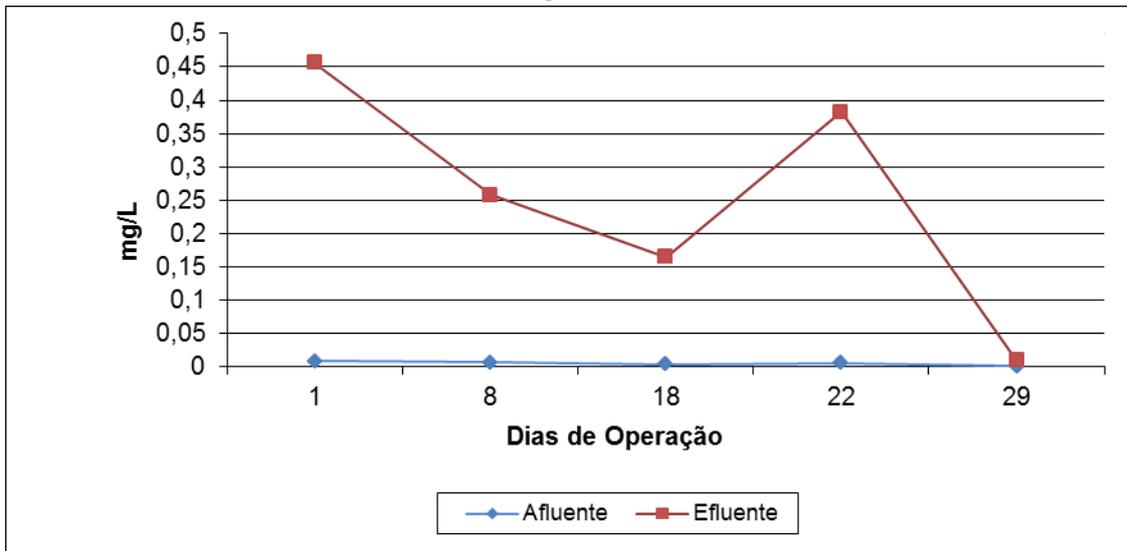


Figura 5 – Concentração de Nitrito obtida em 43 dias de operação do reator.

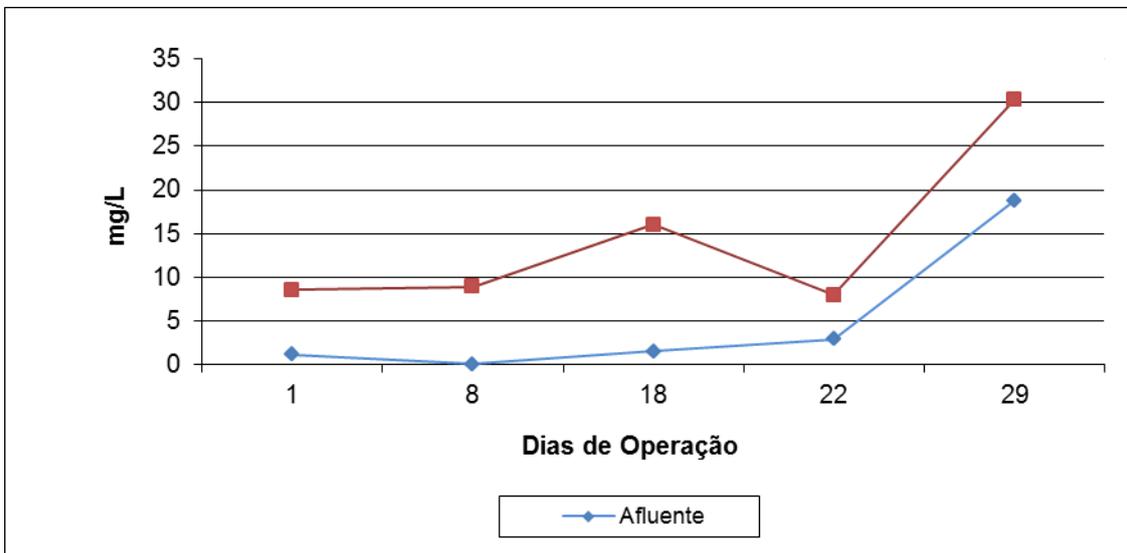


Figura 6 – Concentração de Nitrato obtida em 43 dias de operação do reator.

Na Figura 4 verifica-se a evidência da ocorrência do processo de amofinação, onde a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente era sempre maior que a do afluente. Nas 3 primeiras semanas (até o dia 07/05), a concentração de amônio no efluente apresentou os maiores valores, inferindo que o processo de nitrificação ainda estava sendo estabelecido, fato esse comprovado pelo acúmulo de nitrito nesse período (Figura 5).

Segundo o Manual ATV (1997), as bactérias responsáveis pela oxidação de amônio para nitrito, crescem mais lentamente do que as bactérias oxidadoras de nitrito em ambientes onde predominam temperaturas inferiores a 28°C e determinam a velocidade da nitrificação nos países mais frios. A partir de 28°C as bactérias oxidadoras de amônio crescem mais rápido e a possibilidade de ocorrer altas concentrações de nitrito aumenta.

Inicialmente, a concentração de nitrito (Figura 5), foi alta, a explicação para esse aumento é que as bactérias responsáveis pela oxidação de nitrito para nitrato, ainda não tinham crescido o suficiente para realizar a nitrificação total, um fenômeno normal na partida de reatores em locais de clima quente, como é o caso onde a temperatura ambiente estava em torno de 30 °C.

A partir da quarta semana percebe-se que a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente cai, e o acúmulo de nitrito diminui e a de nitrato aumenta, indicando que população de bactérias oxidadoras de nitrito aumentou, e o processo de nitrificação começa a se consolidar.

Como a nitrificação é um processo que ocorre na presença de oxigênio dissolvido e com consumo da alcalinidade, se não houver alcalinidade suficiente o processo pode ser inibido. Mas como pode ser observado na Figura 6, embora se verifique o consumo de alcalinidade, verifica-se que ainda existia alcalinidade remanescente no efluente, não sendo esse o fator limitante para a nitrificação incompleta.

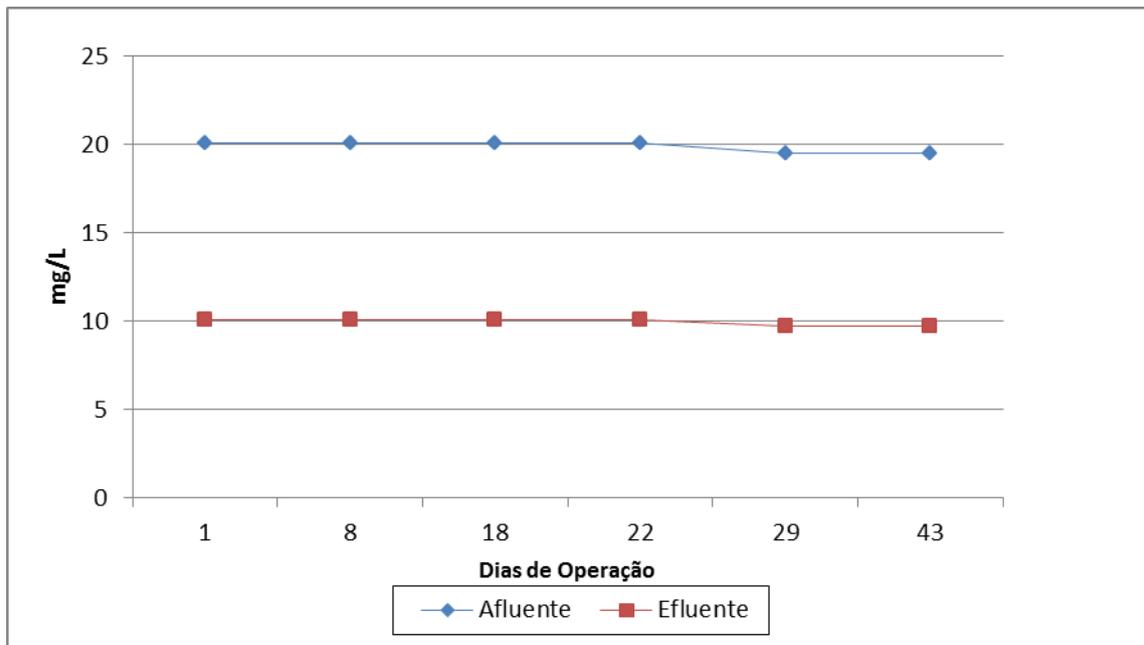


Figura 6 – Alcalinidade obtida durante os 43 dias de operação do reator.

Estes fatos revelam que o acúmulo de nitrito observado nas 3 primeiras semanas de operação do RBSae deve ser mesmo devido a menor taxa de crescimento das bactérias oxidadoras de nitrito, e para essas condições operacionais o processo de nitrificação e a conseqüente eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal só foi consolidado a partir do 43º ciclo operacional.

Com relação a remoção de cor, verifica-se pela Figura 7, que a eficiência aumenta com o tempo, tendo sido de 72,5% remoção máxima de cor aparente de 71,9% para a cor verdadeira.

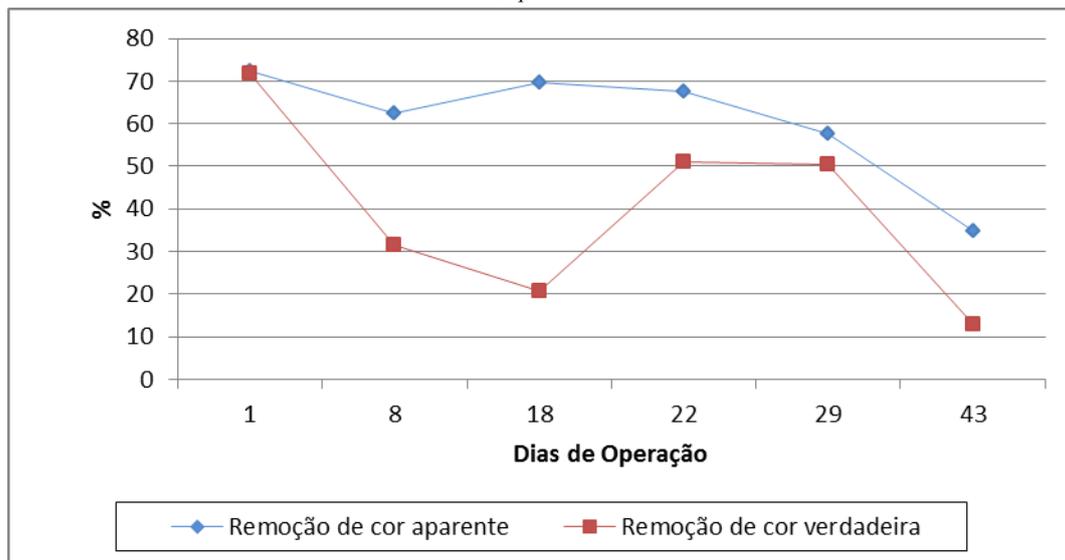


Figura 7 – Eficiência de remoção da cor obtida durante 43 dias de operação do reator.

CONCLUSÕES

A remoção de DQO foi superior a 80% desde a partida do reator (início de operação), o que indica que o lodo de inoculo não sofreu interferência pela mudança do substrato industrial para o esgoto sanitário sintético.

O acúmulo de nitrito e a disponibilidade de alcalinidade observado nas 3 primeiras semanas de operação do RBSae inferem que uma menor taxa de crescimento das bactérias oxidadoras de nitrito, e para essas condições operacionais o processo de nitrificação e a eficiente remoção de nitrogênio amoniacal só foi consolidado a partir do 43º ciclo operacional.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas (FAPEAL) e a CAPES pela concessão de bolsa de estudo e pesquisa.

BIBLIOGRAFIA

AFONSO, M. L. C.; PATZA, M. G.(2000). “*Tratabilidade dos Despejos de Laticínio por Lodo Ativado em Batelada.*” XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio Grande do Sul, 2000.

ATV Manual: ATV Handbuch Biologische und weitergehende Abwassereinigung 4. Auflage 1997, Ernst & Sohn, Berlin, Hrsg. Abwassertechnische Vereinigung e.V. Hennef, 1997.

BARROS, T. T. “*Degradação Biológica de Água de Produção de Petróleo Utilizando Reatores em Bateladas Sequenciais.*” 125p. Dissertação (Mestrado), UFAL, Maceió, Brasil, 2009.

CONAMA: *Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução Nº 357, de 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. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: Jan. 2012.

FREIRE, D. D. C. & SANT’ANNA JR., G. L. (1999) “*A Proposed Method Modification for the Determination of COD in Saline Water.*” *Environmental Technology*, v.19, p.1243-1247.

FREIRE, R. S.; PELEGRINE R.; KUBOTA L. T.; DURÁN N. (2000). “*Novas Tendências para o Tratamento de Resíduos Industriais Contendo Espécies Organocloradas.*” *Revista Química Nova* 23, 504.

GINORIZ, Y.P. Aplicação de técnicas de análise de imagens no monitoramento. Rio de Janeiro ,2006. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos), Universidade Federal do Rio de Janeiro.

HENZE, M. (1997). *Wastewater treatment: biological and chemical processes.* New York: Springer, 383p.

KNOWLES, G.; DOWNING, A.L.; BARRETT, M.J. (1965). “*Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed cultures with the aid of an electric computer.*” *J. Gen. Microbiol.* 38, pp. 263-278.

MESQUITA, D. P.; COELHO, M. A. Z.; FERREIRA E. C. (2006). “*Efeito do Sal no Desempenho de um Reator Batelada Sequencial.*” XVI Congresso Brasileiro de ENGENHARIA QUÍMICA, Santos, São Paulo – SP, 2006.

LOPES, J. C. Estudo da degradação aeróbia de resíduo de petróleo em reator em batelada sequencial. Universidade Federal de Alagoas, UFAL, 2006.

OLIVEIRA, A. L. & BLUND, C. E. (2003). “Desnitrificação em sistemas de reatores sequenciais em batelada tratando esgoto sintético usando como fonte de carbono o próprio esgoto.” in: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2003.

RIPLEY L. E., BOYLE W. C., CONVERSE L.C. (1986). “Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes.” Journal of Water Pollution Control Federation, 58(5), pp. 406-411.

RUBINO, F.F.; ARAUJO, O.Q.F.; COELHO, M.A.Z. (2003) “Remoção Biológica de Nutrientes em Reatores em Batelada Sequencial.” 2º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo & Gás. Rio de Janeiro, 2003.

SPERLING, M.V. (1996) *Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG.

TORRES, P. (1992). *Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 163 p.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19th ed. Amer. Public Health Association/ American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., USA, p.1134, 1995.