

I-134 - EFEITOS DO AUMENTO DE CARGA NITROGENADA NO DESEMPENHO DE UM SISTEMA COMBINADO DE LODO ATIVADO E REATOR DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME

Isabelli Dias Bassin⁽¹⁾

Engenheira Química pela Faculdade de Aracruz. Mestre em Engenharia Química pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE/UFRJ). Doutor em Engenharia Química na COPPE/UFRJ

Paula e Siqueira Lima⁽²⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal Fluminense. Mestre em Engenharia Química pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE/UFRJ). Doutoranda em Engenharia Química na COPPE/UFRJ.

Ana Paula Alessandra Alves⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestre em Engenharia Química pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE/UFRJ). Doutoranda em Engenharia Química no PPGEQ/UFRGS.

João Paulo Bassin⁽⁴⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Santa Catarina. Mestre em Engenharia Química pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE/UFRJ). Doutor em Engenharia Química na COPPE/UFRJ e em *Environmental Biotechnology* pela *Delft University of Technology*, Holanda.

Endereço⁽¹⁾: Rua Horácio Macedo, Bloco G, 2030 - 101 - Cidade Universitária, Rio de Janeiro - RJ - CEP: 21941-972- Brasil - Tel: (21) 3938-8345 - e-mail: isabelli@eq.ufrj.br

RESUMO

Foi avaliado o efeito da elevação gradual da carga nitrogenada na operação de um sistema biológico composto por um reator de lodo ativado (LA) seguido por um reator de leito móvel com biofilme (MBBR). Inicialmente, o sistema foi aclimatado com um efluente sintético contendo 50 mgN/L de nitrogênio amoniacal, posteriormente, a concentração de amônia foi aumentada para 120, 200 e 300 mgN/L. Durante essas variações foram analisadas a capacidade de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, a dinâmica dos compostos nitrogenados e a atividade nitrificante. Observou-se que o sistema foi severamente afetado na concentração de 120 mgN/L, exigindo aproximadamente 74 dias para se recuperar. No entanto, para o incremento de amônio do 3º regime (200 mgN/L) não perturbou tão significativamente o sistema. Para a concentração de 300 mgN/L, ambas as bactérias heterotróficas e nitrificantes foram inibidas. A remoção de DQO diminuiu de 92% para 40%, enquanto a eficiência de remoção de amônia permaneceu alta, principalmente pela contribuição do MBBR.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de amônio, nitrificação, lodo ativado, MBBR, altas cargas nitrogenadas.

INTRODUÇÃO

A presença de altas concentrações de nitrogênio é uma característica de alguns efluentes industriais, tais como os gerados pelas indústrias farmacêutica, petroquímica e alimentícia. As estações de tratamento de esgoto municipais e industriais também são suscetíveis a aumentos súbitos da carga de nitrogênio, que podem resultar da concentração de esgoto em condições de clima seco, mas também do recebimento periódico de fluxos de resíduos ricos em amônia, como lixiviação de aterros e digestão anaeróbia de efluentes. Para evitar a eutrofização em ambientes ricos em nutrientes e a contaminação por formas de amônia livre de nitrogênio e nitrogênio oxidado (por exemplo, nitrito e nitrato), essas águas residuais devem ser adequadamente manuseadas e tratadas antes da descarga em corpos d'água naturais.

A remoção biológica de nitrogênio por meio das etapas de nitrificação e desnitrificação é amplamente utilizada em todo o mundo. No entanto, os microorganismos nitrificantes são muito sensíveis e afetados por uma ampla

gama de compostos, incluindo compostos orgânicos, como fenol e metanol (Blum e Speece, 1991; Juliastuti et al., 2003).

O processo de lodos ativados (LA) é um dos processos biológicos mais comumente utilizados para o tratamento de efluentes (Campos et al., 1999). Apesar de muitas pesquisas relatarem um alto desempenho do tratamento, variações de carga orgânica, nitrogenada e hidráulica podem ocasionar instabilidade e redução da eficiência do sistema (Campos et al., 2002; Seetha et al., 2010; Alves et al., 2017). No caso de variações abruptas de carga de amônia, pode ser necessário empregar uma etapa de pós-tratamento (polimento) para que a etapa de tratamento secundário cumpra os limites de amônia impostos pelas regulamentações ambientais. O reator de polimento empregado como tratamento terciário deve ser preferencialmente compacto para minimizar a pegada geral da planta de tratamento. Sistemas de biofilme que utilizam biomassa imobilizada atendem a esse requisito. Uma tecnologia crescente de biofilme é o uso do reator de biofilme de leito (MBBR). Devido à sua compactação e flexibilidade, este sistema pode ser facilmente aplicado a plantas existentes e tem muitas vantagens: estabilidade a cargas de choque hidráulicas e tóxicas (Hosseini & Borghei, 2005), alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes de uma ampla gama de águas residuais, não há necessidade de recirculação de lodo, flexibilidade de forma e capacidade de suportar variações operacionais (Ødegaard et al., 2004; Zhang et al., 2013; Trapani et al., 2014).

Neste contexto, dados os desafios envolvidos no tratamento de águas residuárias ricas em amônia, o MBBR aparece como uma alternativa promissora para ser combinada com outras tecnologias convencionais (por exemplo, processo de LA), especialmente sob cargas variáveis de amônia. Embora a combinação desses processos já tenha sido investigada (Hegazy et al., 2013; Maziotti et al., 2015; Rahmaminezhad et al., 2016), seu acoplamento para o tratamento de águas residuárias com altas concentrações de amônia ainda não foi relatado. Portanto, nesta contribuição, o efeito do aumento das concentrações de amônia (50 a 300 mgN/L) no desempenho de um sistema de tratamento combinado composto por um reator de LA e um MBBR foi avaliado. A atividade nitrificante de ambas as frações de biomassa suspensa e aderida e o papel desempenhado por cada reator sob diferentes concentrações de amônia foi avaliada em longo prazo (cerca de 200 dias).

OBJETIVOS

Analisar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal do sistema e a atividade nitrificante para cada reator. Avaliar a importância da adição de um MBBR como pós-tratamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema combinado LA-MBBR foi utilizado neste estudo para o tratamento de um efluente sintético contendo amônia. O tempo de operação total do sistema durou 192 dias. O efluente sintético foi alimentado continuamente ao reator de LA por uma bomba peristáltica com a seguinte composição: NaCl (1000 mg/L); acetato de sódio (463,5 mg/L); metanol (220 mg/L); fenol (50 mg/L); KH_2PO_4 (25 mg/L); bicarbonato de sódio (350 mg/L); $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (10 mg/L) e micronutrientes (0,5 mL por litro de meio) (Vishnian & Santer, 1957). Durante o primeiro regime (aclimação), o cloreto de amônio (NH_4Cl) foi adicionado ao meio afluente na concentração de 191 mg/L (50 mgN/L). Em seguida, a concentração de nitrogênio amoniacal foi aumentada gradativamente como consta na Tabela 1. Cada condição experimental foi mantida até que as condições de estado estacionário fossem alcançadas (conversão de amônia e níveis de DQO estáveis).

Testes de atividade nitrificante em batelada foram realizados no final de cada regime a fim de avaliar a taxa máxima de nitrificação específica ao longo do experimento. As seguintes análises foram realizadas regularmente: DQO, amônia, nitrito, nitrato, sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos aderidos totais (SAT), sólidos aderidos voláteis (SAV), oxigênio dissolvido (OD), temperatura e pH. As análises foram realizadas de acordo com o Standard Methods (APHA, 1992). A remoção de amônia via crescimento celular ou nitrificação foi estimada com base nas concentrações de nitrito/nitrato no efluente de cada reator.

Tabela 1: Condições Experimentais.

Regime	NH ₄ mgN/L	Carga volumétrica nitrogenada kgN/(m ³ d) ^a
1	50	0,08
2	120	0,19
3	200	0,32
4	300	0,48
Observação:		
^(a) A carga foi calculada com base no volume total do sistema (LA+MBBR), ou seja, 1,5 L.		

RESULTADOS

Remoção de Matéria Orgânica

Os resultados de DQO obtidos nos diferentes regimes de operação do sistema LA-MBBR estão apresentados na Figura 1a e as respectivas porcentagens de remoção na Figura 1b. Elevadas remoções de DQO foram observadas até o 3º regime. Durante esse período, o reator de LA foi o responsável pela maior parte de remoção da DQO, mantendo valores globais maiores que 92%. O MBBR desempenhou um papel pouco expressivo na oxidação da matéria orgânica durante este mesmo período. No entanto, no 4º regime, quando a concentração de nitrogênio amoniacal afluente foi aumentada para 300 mgN/L, a remoção de DQO diminuiu gradualmente, sugerindo uma inibição das bactérias heterotróficas. No último dia desta condição experimental em particular, apenas 40% da DQO afluente foi removida no tanque de LA, lançando cerca de 210 mg/L de DQO para o MBBR. Por sua vez, a contribuição do MBBR para a remoção total de DQO foi insignificante.

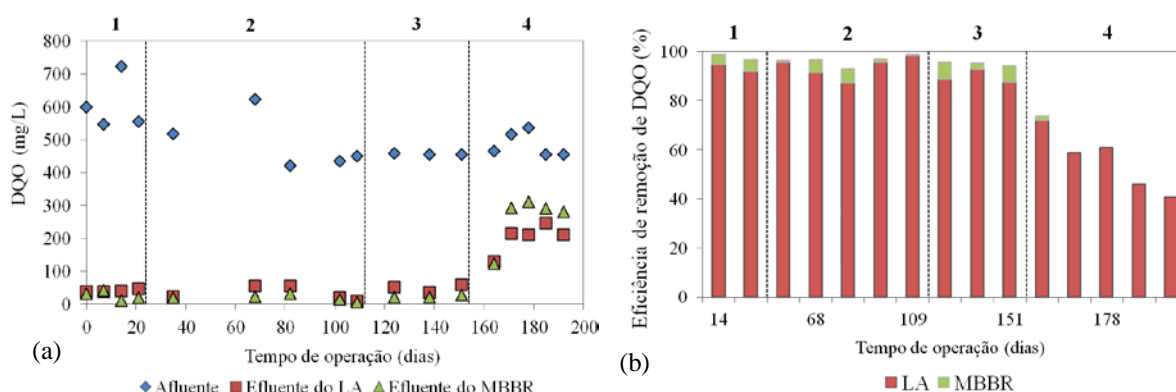


Figura 1: DQO na entrada e saída dos reatores (a) e a eficiência de remoção de DQO (b) ao longo do tempo de operação do sistema

Remoção de nitrogênio amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal e suas eficiências de remoção durante a operação do sistema LA-MBBR estão apresentados na Figura 2. No 1º regime, praticamente todo o nitrogênio amoniacal foi removido pelo reator de LA, enquanto que o MBBR foi submetido a condições de privação de nitrogênio. O aumento do teor de amônia no afluente de 50 para 120 mgN/L (2º regime) causou um efeito drástico no desempenho do processo de nitrificação no reator de LA. Apenas 30% da carga de nitrogênio foi removida por este reator no início do segundo regime. No entanto, uma adaptação gradual das bactérias nitrificantes às condições impostas foi observada no reator de LA. O tempo necessário para restabelecer a remoção completa de amônia sob condições estáveis durou cerca de 74 dias. O papel do MBBR na conversão de amônia foi praticamente irrisório ao longo deste período. O incremento adicional de nitrogênio para 200 mgN/L (3º regime) perturbou ligeiramente o desempenho de nitrificação no reator de LA, mas o MBBR contribuiu para a remoção da amônia remanescente, completando a remoção total do composto.

O impacto no desempenho do reator de LA foi mais sensível no 4º regime, quando a concentração de amônia afluente foi aumentada para 300 mgN/L. A remoção de nitrogênio amoniacal caiu para cerca de 70% no reator de biomassa suspensa. A amônia restante foi quase totalmente oxidado no MBBR subsequente, alcançando uma remoção total de 94%.

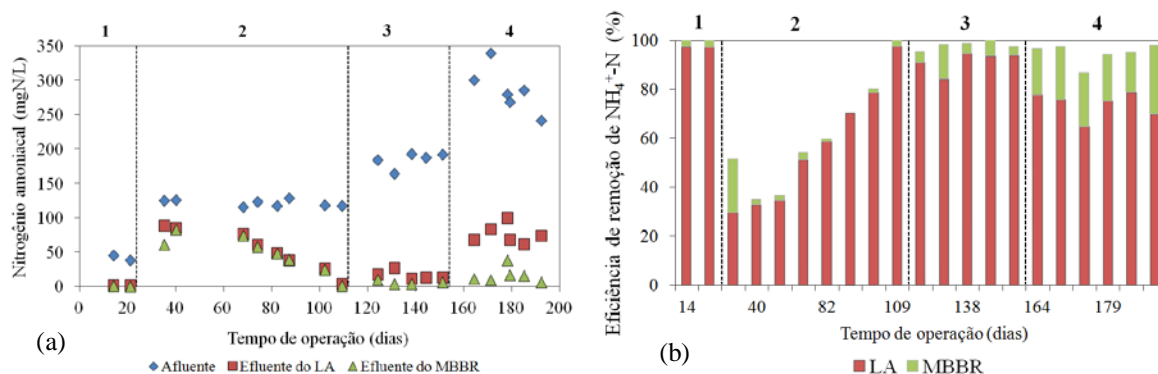


Figura 2: Nitrogênio amoniacal na entrada e saída dos reatores (a) e sua eficiência de remoção (b) ao longo do tempo de operação do sistema

No 1º regime, quando foi aplicado a menor concentração de amônia (50 mg de $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$), parte do amônia foi assimilado para o crescimento bacteriano e o restante foi oxidado por nitrificação (Figura 3). Como a carga de DQO foi mantida constante, a produção de biomassa heterotrófica também manteve-se inalterada com o tempo e, consequentemente, a amônia utilizada para o anabolismo bacteriano. Observa-se que à medida que a carga de nitrogênio aumenta, a remoção via nitrificação torna-se mais significativa.

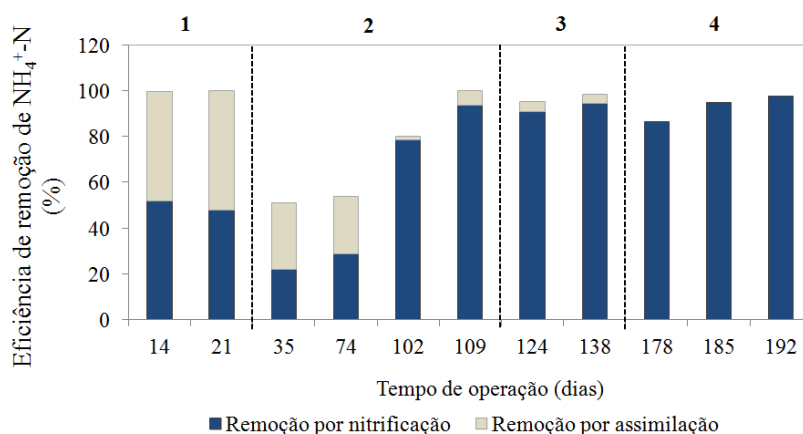


Figura 3: Remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação e por assimilação

Atividade Nitrificante

Os resultados dos testes de nitrificação realizados no reator de LA e MBBR estão apresentados na Figura 4. No tanque de biomassa suspensa, a atividade nitrificante específica diminuiu do 1º para o 2º regime, o que coincide com a menor remoção de amônia do mesmo período. No entanto, a adaptação das bactérias ao incremento da carga de nitrogênio resultou em maior potencial de nitrificação no reator de LA no 3º e 4º regimes, o que corresponde com a alta remoção de nitrogênio amoniacal neste período.

No MBBR, a menor atividade nitrificante foi observada no 1º regime, durante a qual o reator de biofilme foi submetido a uma carga baixa ou até mesmo carga nula de nitrogênio. A partir do momento em que houve um aumento da carga nitrogenada aplicada ao MBBR, a taxa máxima de nitrificação específica aumentou progressivamente. Após o segundo regime, a atividade nitrificante específica do MBBR superou a do reator de LA, indicando que a proporção de nitrificantes dentro da comunidade geral de bactérias foi maior no sistema com biofilme do que no LA. No 4º regime, a atividade máxima de nitrificação alcançou 21 mg de $\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{gSAT.h})$ no MBBR.

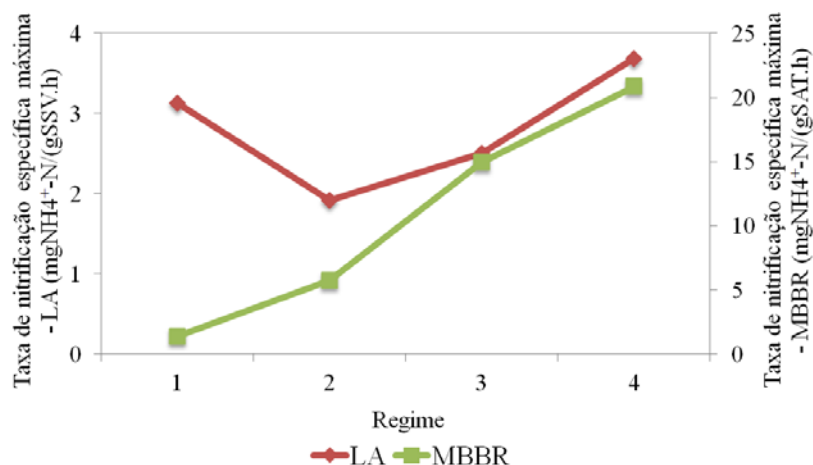


Figura 4: Taxa de nitrificação específica no LA e no MBBR para cada regime

Dinâmica dos sólidos aderidos e suspensos

As concentrações médias de SST e SSV no LA foram de 4,6 g/L e 4,0 g/L, respectivamente. Um aumento na concentração dos sólidos suspensos ao longo dos ensaios experimentais pode ser observado no LA. A concentração de sólidos neste reator é diretamente influenciada pelo controle do tempo de retenção de sólidos (TRS), pelo qual o excesso de lodo foi removido manualmente para obter uma idade do lodo de aproximadamente 20 dias. As concentrações médias de SAT e SAV no MBBR foram de 0,8 g/L e 0,6 g/L, respectivamente. A concentração de sólidos suspensos no MBBR foi significativamente baixa, como esperado para este tipo de reator, onde predomina-se o crescimento bacteriano aderido a suportes.

ANÁLISE DOS RESULTADOS

O principal efeito observado durante o experimento foi a inibição de bactérias heterotróficas e nitrificantes. Acredita-se que o alto teor de amônia tenha causado uma queda na atividade das bactérias. Este fato está associado principalmente ao caráter tóxico dos compostos nitrogenados envolvidos no processo. A acentuada diminuição na remoção de amônia observada no 2º regime foi consequência da inibição dos microrganismos em ambos os reatores. Mas, no MBBR, as nitrificantes parecem ter demorado mais tempo para sofrer os efeitos tóxicos. As baixas concentrações de amônia e matéria orgânica que chegavam diariamente até esse período também contribuíram para o baixo desenvolvimento de bactérias nitrificantes no MBBR e, consequentemente, pouca contribuição quando solicitada. Apesar do longo período para restabelecer a eficiência de remoção de amônia no reator de LA (aproximadamente 74 dias), o efeito tóxico foi reversível. Puigagut et al. (2005) descobriram que o efeito tóxico é reversível quando a concentração de nitrogênio amoniacal é cerca de três vezes maior do que a que os microrganismos estão acostumados. No presente estudo, essa relação foi de cerca de 2,4.

O aumento dos produtos de nitrificação do reator de LA no 3º regime (200 mgN/L) indica que as bactérias nitrificantes não perceberam nenhum efeito do incremento de amônia. Além disso, a presença de altas concentrações de amônia no reator MBBR ao longo do 2º regime permitiu que as nitrificantes participassem de forma mais significativa e contribuíssem para manter alta a remoção total de amônia nessa corrente.

A alta eficiência de remoção de amônia do sistema na concentração de 300 mgN/L (4º regime) deveu-se principalmente à contribuição do MBBR. Como sendo o primeiro reator, o LA recebeu toda a alta carga de nitrogênio do efluente e foi o mais significativamente afetado. Possivelmente, a maior concentração de amônia livre no reator de LA ao longo deste regime inibiu a atividade microbiana.

A queda significativa na remoção de DQO do reator de LA e a constância da atividade nitrificante ao longo do 4º regime indicam que as bactérias mais inibidas foram as heterotróficas. Li e Zhao (1999) também detectaram inibição microbiana e diminuição na remoção de DQO quando a concentração de amônia foi progressivamente aumentada de 50 mg/L para 800 mg/L. Eles sugeriram um valor limitado de 100 mg/L de concentração inicial

de amônia para evitar distúrbios na atividade bacteriana. Outro experimento desses autores também corrobora com esse mesmo comportamento para remoção de DQO (Li e Zhao, 2001). A participação insignificante do MBBR observada também neste regime está relacionada ao longo período sem matéria orgânica a qual este reator foi submetido. Moreno-Andrade et al. (2009) também relataram uma redução da taxa de degradação específica em um MBBR descontínuo após período de ausência de matéria orgânica.

Por outro lado, o MBBR foi capaz de desempenhar satisfatoriamente o papel do reator de polimento, permitindo que a eficiência global de amônia fosse alta. A partir do segundo regime, concentrações mais elevadas de nitrogênio que atingiram este reator, garantiram o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. Vale ressaltar que existe uma competição entre bactérias nitrificantes e heterotróficas pelos nutrientes e oxigênio. Assim, a taxa de crescimento mais lenta das nitrificantes as torna mais vulneráveis (Randall & Buth, 1984). Entretanto, a menor razão DQO:N presente no MBBR nos regimes criou um ambiente mais favorável para nitrificantes e, possivelmente, estimularam seu crescimento. A melhoria da taxa específica máxima de MBBR ao longo dos ensaios, verificada a partir dos testes de nitrificação, deveu-se provavelmente ao desenvolvimento da resistência bacteriana às cargas crescentes de amônia. O aumento progressivo da remoção de nitrogênio amoniacal está de acordo com o aumento da taxa específica máxima.

Devido à grande capacidade de tamponamento das águas que abastecem a estação, os diagramas de coagulação do sulfato de alumínio e de cloreto férrico ficaram restritos a uma faixa de pH de coagulação, praticamente inalterado, na região da varredura, pois a adição de coagulante, com ou sem acidulante, não promoveu diminuição do pH da água bruta. Em vista disso, não se julgou necessário a apresentação dos diagramas. Na tabela 2 estão contidos as melhores dosagens, o pH apropriado para coagulação e a melhor remoção de turbidez para cada coagulante primário em cada tipo de água.

CONCLUSÕES

O sistema foi severamente afetado quando houve aumento da concentração de nitrogênio amoniacal para 120 mgN/L. Observou-se uma queda significativa na atividade das bactérias nitrificantes e, consequentemente, na eficiência de remoção de amônia. Distúrbios do sistema foram mais uma vez observados no 4o regime (300 mN/L), na qual tanto as bactérias heterotróficas quanto as nitrificantes do reator de LA foram inibidas. No entanto, a eficiência global de remoção de amônia permaneceu alta pela participação do reator de pós-tratamento, o MBBR.

Ao longo de todo o experimento, o MBBR não forneceu qualquer suporte para a remoção da matéria orgânica, principalmente por não receber as concentrações de substrato necessárias para o desenvolvimento das heterotrofias no biofilme. Por outro lado, o MBBR foi capaz de promover a remoção de amônia. A aplicação deste reator como pós-tratamento de LA para lidar com altas concentrações de amônia pode ser considerada, uma vez que contribuiu para melhorar o desempenho geral do tratamento. No entanto, seu desempenho nem sempre é significativo e sua implementação dependerá da qualidade do efluente requerido e do tipo /magnitude dos distúrbios aos quais o sistema biológico é submetido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, A.P.A., LIMA, P.S., DEZOTTI, M., BASSIN, J.P. Impact of phenol shock loads on the performance of a combined activated sludge-moving bed biofilm reactor system. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 123, pp. 146-155, 2017.
2. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed., American Public Health Association, Washington, DC, USA. 1992.
3. BLUM, D., SPEECE, R. A data base of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations. *Research Journal Water Pollution Control Federation*, v. 3, pp. 198-207, 1991.
4. CAMPOS, J. L., GARRIDO-FERNÁNDEZ, J. M., MÉNDEZ, R., LEMA, J. M. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. *Bioresource Technology*, v. 68, pp. 141-148, 1999.

5. CAMPOS, J. L., MOSQUERA-CORRAL, A., SÁNCHEZ, M., MÉNDEZ, R., LEMA J. M. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Water Research.*, v. 36, pp. 2555-2560, 2002.
6. HEGAZY, B. E. E., FOUAD, H. A., KAMEL, A.M. Moving Bed Biofilm Reactor with Activated Sludge for Treating Paper Industrial Wastewater. *International Journal of Academic Research*, v. 5., n. 4, 2013.
7. HOSSEINI, S. H., BORGHEI, S. M. The treatment of phenolic wastewater using a moving bed bio-reactor. *Process Biochemistry*, v. 40, pp. 1027-1031, 2005.
8. JULIASTUTI, S. R., BAEYENS, J., CREEMERS, C., BIXIO, D., LODEWYCKX, E. The inhibitory effects of heavy metals and organic compounds on the net maximum specific growth rate of the autotrophic biomass in activated sludge. *Journal of Hazardous Materials*, v. B100, pp. 271-283, 2003.
9. LI, X. Z., ZHAO, Q.L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. *Environment International*, v. 25, n. 8, pp. 961-968, 1999.
10. LI, X. Z., ZHAO, Q. L. Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Environment International*, v. 25, n. 8, pp. 961-968, 2001.
11. MAZIOTI, A. A., STASINAKISA, A. S., PANTAZIA, Y., ANDERSEN, H. R. Biodegradation of benzotriazoles and hydroxy-benzothiazole in wastewater by activated sludge and moving bed biofilm reactor system. *Bioresource Technology*, 2015.
12. MORENO-ANDRADE, I., BUITRÓN, G., VARGAS, A. Effect of starvation and shock loads on the biodegradation of 4-chlorophenol in a discontinuous moving bed biofilm reactor. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 158, pp. 222–230, 2009.
13. ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., WESSMAN, F. State of the art in Europe of the moving bed biofilm reactor (MBBR) process. *Weftec*. 2004.
14. PUIGAGUT, J., SALVADÓ, H., GARCÍA, J. Short-term harmful effects of ammonia nitrogen on activated sludge microfauna. *Water Research*, v. 39, pp. 4397-4404, 2005.
15. RAHMANINEZHAD, S. A., FATHI, H., PENDASHTAH, A. R., CHAIBAKHSH, N. Investigation of The Impact Of Immobilized Cells And The Nitrification Process Using a Coupled Moving Bed Biofilm Reactor And Activated Sludge Bioreactor For Biodegradation of High Concentrations of Dimethyl Formamide. *Process Safety and Environment Protection*, 2016.
16. RANDALL, C. W., BUTH, D. Nitrite build-up in activated sludge resulting from combined temperature and toxicity effects”, *Journal - Water Pollution Control Federation*, v. 56, n. 9, pp. 1045-1049, 1984.
17. SEETHA, N., BHARGAVA, R., KUMAR, P. Effect of organic shock loads on a two-stage activated sludge-biofilm reactor. *Bioresource Technology*, v. 101, pp. 3060–3066, 2010.
18. TRAPANI, D., BELLA, G., MANNINA, G., TORREGROSSA, M., VIVIANI, G. Comparison between moving bed-membrane bioreactor (MB-MBR) and membrane bioreactor (MBR) systems: Influence of wastewater salinity variation. *Bioresource Technology*, v. 162, pp. 60-69, 2014.
19. VISHNIAC, W., SANTER, M. The Thiobacilli. *Bacteriological Reviews*, v. 21, pp. 195-213, 1957.
20. ZHANG, S., WANG, Y., HE, W., WU, M., XING, M., YANG, J., GAO, N., YIN, D. Responses of biofilm characteristics to variations in temperature and NH₄⁺-N loading in a moving-bed biofilm reactor treating micro-polluted raw water. *Bioresource Technology*, v. 131, pp. 365-373, 2013.