

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO OPERADO COM DIFERENTES CICLOS DE AERAÇÃO INTERMITENTE

RESUMO: O principal objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio de esgoto sanitário em um reator de leito estruturado submetido a diferentes ciclos de aeração intermitente (AI). Foram estudados 2 ciclos de AI: ciclo I (2h aeração ligada (AE)/ 1h aeração desligada (AN)) e ciclo II (2h AE/ 2h AN). No ciclo I foi obtido $80 \pm 15\%$ de remoção de NKT, $86 \pm 15\%$ de $N-NH_4^+$ e $68 \pm 9\%$ de remoção de Nitrogênio Total (NT) e no Ciclo II de $58 \pm 20\%$, $72 \pm 28\%$ e $41 \pm 6\%$ de remoção de NKT, $N-NH_4^+$ e NT, respectivamente. A eficiência de desnitrificação nos 2 ciclos foi acima de 70%, indicando que no reator ocorreu o processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS). Dos resultados conclui-se que o sistema trabalhado foi eficiente em termos de remoção de nitrogênio, e que a fase que apresentou a maior disponibilidade de Oxigênio Dissolvido (OD) e relação C/N (Ciclo I), foi a que obteve as menores concentrações efluentes de $N-NH_4^+$.

Palavras-chave: nitrificação, desnitrificação e material suporte.

ABSTRACT: The main objective of this work was to evaluate the nitrogen removal efficiency of sanitary sewage in a structured bed reactor submitted to different intermittent aeration (AI) cycles. Two cycles of AI: cycle I (2h aeration (AE) / 1h aeration off (AN)) and cycle II (2h AE / 2h AN) were studied. In the cycle I was obtained $80 \pm 15\%$ of TKN, $86 \pm 15\%$ of $N-NH_4^+$ and $68 \pm 9\%$ of Total Nitrogen (TN) removal and in Cycle II of $58 \pm 20\%$, $72 \pm 28\%$ and $41 \pm 6\%$ removal of TKN, $N-NH_4^+$ and TN, respectively. The efficiency of denitrification in the 2 cycles was above 70%, indicating that the Nitrification and Simultaneous Denitrification (NSD) process occurred in the reactor. From the results it was concluded that the system was efficient in terms of nitrogen removal, and that the phase that presented the highest availability of dissolved oxygen (OD) and C / N ratio (Cycle I) was the one that obtained the lowest concentrations $N-NH_4^+$ effluents.

Keywords: nitrification, denitrification and support material.

INTRODUÇÃO

O lançamento de esgoto sanitário sem tratamento adequado pode trazer diversos impactos ao meio ambiente e a sociedade, devido à presença não somente de matéria orgânica em sua constituição, mas também de macronutrientes, como o nitrogênio. No Brasil, ainda há poucas estações de tratamento que removem este macronutriente, demandando custos adicionais para modificação dos sistemas convencionais de tratamento. Por isso, torna-se importante o desenvolvimento de novas configurações de reatores onde a remoção de matéria orgânica e nitrogênio possam ocorrer em uma única unidade.

Dentre as tecnologias desenvolvidas e estudadas com este objetivo destaca-se os reatores de leito estruturado com fluxo ascendente e contínuo, que agregam características positivas de sistemas com biomassa imobilizada e em suspensão, e são efetivos em termos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio (ARAÚJO e ZAIT, 2009; MOURA et al.; 2012; BARANA et al.; 2013; MOCKAITIS et al.; 2014; WOSIACK et al.; 2015). O processo de remoção de matéria orgânica e nitrogênio neste tipo de reator envolve uma série de microrganismos, que atuam em diferentes condições. O processo de nitrificação convencional ocorre por meio da ação de bactérias nitrificantes aeróbias, que agem sequencialmente para conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato. O nitrato formado pode ser utilizado por bactérias desnitrificantes heterotróficas e reduzido a nitrogênio gasoso (SEDLAK, 1992; HENZE et al, 1997; AHN, Y.; 2006; PAREDES et al.; 2007).

São necessários no meio, duas condições para que o processo convencional de remoção biológica de nitrogênio ocorra, uma fase aeróbia e outra anóxica. Uma das técnicas que vem sendo empregada para que estas condições estejam presentes no mesmo sistema é a utilização de biomassa imobilizada (KOTLAR, et al., 1996; NOGUEIRA et al.; 2002; DANIEL et al.; 2009; FU et al.; 2010) e Aeração Intermitente (AI) (VIRDIS et al.; 2011; GUO et al.; 2013; CAPODICI et al.; 2015). A utilização de biomassa imobilizada permite a formação de gradientes de concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) e nutrientes que permite o desenvolvimento de diferentes organismos ao longo do biofilme formado. Algumas vantagens são obtidas com a utilização desta técnica como unidades mais compactas devido ao uso da alta área e taxa volumétrica de carregamento maiores (O'REILLY; RODGERS e ZHAN, 2008).

O sistema de AI baseia-se em ciclos de aeração e não aeração e vem sendo pesquisado desde 1990. O emprego deste sistema viabiliza o processo conhecido como nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), tendo como vantagens operacionais a diminuição na quantidade de energia gasta no sistema (COLLIVIGNARELLI e BERTANZA, 1999; MOURA et al.; 2012), controle do pH e menor demanda de alcalinidade externa (CHAN e TSENG, 1999). Considerando as vantagens associadas ao sistema de AI e obtidas na operação do reator de leito estruturado com fluxo contínuo, o presente trabalho objetivou o estudo de um reator com estas configurações visando investigar a eficiência de remoção de nitrogênio em diferentes ciclos de AI tratando esgoto sanitário.

METODOLOGIA

SISTEMA DE TRATAMENTO

A presente pesquisa foi desenvolvida no laboratório de Hidráulica e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina – UEL, sendo o esgoto sanitário utilizado para alimentar o sistema de tratamento, proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Companhia de Saneamento do Paraná – ETE Norte/Sanepar, situada na Região norte da cidade de Londrina – PR. O esgoto utilizado era coletado semanalmente após o tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia). Posteriormente a sua coleta o mesmo era mantido congelado até a sua utilização. No momento da utilização este era descongelado e em seguida preenchia-se um reservatório de 20 L a temperatura ambiente, onde o esgoto sanitário era succionado e levado ao reator.

A instalação experimental, em escala de bancada, foi composta por um reator de leito estruturado com fluxo contínuo, com volume total de 13 L e volume útil de 9,4 L. Como material suporte foram utilizadas estruturas cilíndricas de espuma de poliuretano com cerca de 3 cm de diâmetro e 65 cm de altura, totalizando 13 estruturas no interior do reator, gerando um leito com porosidade de 25%. Para fixação das estruturas cilíndricas verticalmente no reator foram utilizadas hastes de PVC, encaixadas nas extremidades do reator.

O reator era alimentado por meio de uma bomba magnética ProMinent modelo GALA. Durante a operação do sistema o efluente nitrificado foi recirculado a uma taxa de três vezes a vazão de entrada ($Q_{Re} = 3Q$), sendo esta recirculação realizada por meio de uma bomba da mesma marca e modelo da de alimentação. O reator foi operado por 95 dias a temperatura ambiente, com um Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 16 h. Para a aeração do reator foram utilizadas 3 bombas (Marca BIG ALFA A230) ligadas a pedras porosas que forneciam juntas uma vazão de ar de aproximadamente 9,5 L/min. Para o controle dos ciclos de AI, junto as bombas de aeração foi ligado um timer analógico.

INÓCULO, ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA E FASES DE OPERAÇÃO DO REATOR

Para dar partida ao reator de leito estruturado foi utilizado um inóculo obtido por meio da aeração contínua do esgoto sanitário, em um reator em bateladas sequencias, com TDH de 24 h, até ser constatada a atividade de organismos nitrificantes (30 dias). Após este período o lodo formado foi colocado em contato com as estruturas cilíndricas de poliuretano, utilizadas como suporte, por um período de 24 h. Transcorrido este tempo estas foram instaladas no reator de leito estruturado, que ficou operando sob aeração e fluxo contínuo com TDH de 58 h, para favorecer a adaptação e fixação da biomassa. Depois de 33 dias foi constada remoção de 100% de N-amoniaco no efluente, e deu-se início ao estudo do sistema efetivamente, com a ligação da AI e alteração do TDH. Após o período de adaptação da biomassa foi dado início aos ciclos operacionais no sistema (Quadro 1). Foram trabalhados 2 ciclos, sendo o TDH mantido constante em 16 h com variação dos ciclos de AI.

Quadro 1 – Ciclos de AI (Aeração ligada – AE/ Aeração desligada – AN) trabalhados no sistema de tratamento.

Ciclo	Aeração intermitente (AE/AN)	Duração (dias)
Adaptação	-	33
I	2h/1h	45
II	2h/2h	50

Fonte: AUTOR (2017)

MONITORAMENTO DO SISTEMA

O monitoramento do sistema foi realizado por meio de análises físico-químicas do esgoto sanitário afluente e efluente ao reator, sendo todas as análises realizadas seguindo os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Foram realizadas análises dos seguintes parâmetros: pH (4500-H B); Alcalinidade total (2320 B); Demanda Química de Oxigênio (DQO - 5220 D) sendo esta total (DQO_T) e filtrada (DQO_F); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO -5210 B/4500 -OG); N-amoniaco (4500-NH₃ B/C); nitrito- N-NO₂⁻ (4500 B - FIA); nitrato- N-

NO₃⁻ (4500 NO₂ B) e Nitrogênio Kjeldhl Total- NKT (4500 – Norg/4500-NH₃ C – Kjeldhl).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A análise estatística dos resultados de remoção de N-NH₄⁺, NT e DQO_T foram realizadas no software livre Bioestat 5.0, utilizando o teste t-student, para amostras dependes, com um nível de decisão $\alpha = 0,05$ (p-valor < 0,05), para verificar se houve diferença significativa entre os resultados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

PH, ALCALINIDADE E NITROGÊNIO

Na Tabela 1 são apresentadas as médias e desvio padrão dos valores de pH, alcalinidade, NKT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ obtidas nos ciclos trabalhados no reator de leito estruturado.

Tabela 1 - Média e desvio padrão dos valores de pH, alcalinidade, NKT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ afluente (Af) e efluente (Ef)

Ciclo	pH		Alcalinidade (mg.L ⁻¹)		NKT (mg.L ⁻¹)		N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)		N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)
	Af	Ef	Af	Ef	Af	Ef	Af	Ef	Ef	Ef
I	7,6±0,4	7,3±0,6	250±28	78±55	67±12	12±7	41±8	5±6	0,3±0,2	10±7
II	7,7±0,4	7,5±0,5	264±59	111±93	71±16	36±27	56±23	20±23	0,4±0,2	8±4

Fonte: AUTOR (2017)

Na Tabela 1, observa-se que o pH médio afluente e efluente, manteve-se dentro dos valores considerados ótimos para o desenvolvimento dos organismos nitrificantes (pH entre 7 - 8), apresentando baixo coeficiente de variabilidade (CV) abaixo de 7% (PAREDES et al., 2007; MAYER et al., 2009). Quanto a alcalinidade, constata-se que houve o consumo desta, indicando que no sistema ocorreu o processo de nitrificação em ambas os ciclos trabalhados. Para que o processo de nitrificação biológica ocorra é de fundamental

importância à presença de alcalinidade no meio, visto que são consumidos cerca de 7,1 mg CaCO_3 a cada mg de N-amoniaco oxidado (SEDLACK, 1991; EPA, 1993; METCALF & EDDY, 2003), devido a liberação de H^+ no processo.

O percentual de remoção de NKT foi de $80 \pm 15\%$ no ciclo I e $58 \pm 28\%$ no ciclo II. A maior concentração afluenta de NKT foi de 90 mg.L^{-1} e a menor de 36 mg.L^{-1} . Já a maior concentração efluente foi de 60 mg.L^{-1} e a menor de 2 mg.L^{-1} . A carga removida de nitrogênio, com base nas concentrações de NKT afluenta e efluente, foi de $0,060 \pm 0,020 \text{ KgN.m}^{-3}\text{d}^{-1}$ no ciclo I e $0,040 \pm 0,020 \text{ KgN.m}^{-3}\text{d}^{-1}$ no ciclo II.

O valor máximo e mínimo afluenta de N-NH_4^+ foi de 110 mg.L^{-1} e 25 mg.L^{-1} , respectivamente e a concentração efluente máxima foi de 74 mg.L^{-1} e mínima de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. As menores concentrações de N-NH_4^+ foram encontradas no ciclo I, sendo estes valores situados em sua maioria abaixo de 20 mg.L^{-1} . A eficiência de remoção de N-NH_4^+ foi de $86 \pm 15\%$ no ciclo I e $72 \pm 28\%$ no ciclo II. Possivelmente a maior eficiência e remoção de NKT e N-NH_4^+ no ciclo I está relacionada à manutenção da concentração de OD no meio acima de 1 mg/L durante todo o ciclo de AI (Fig. 1).

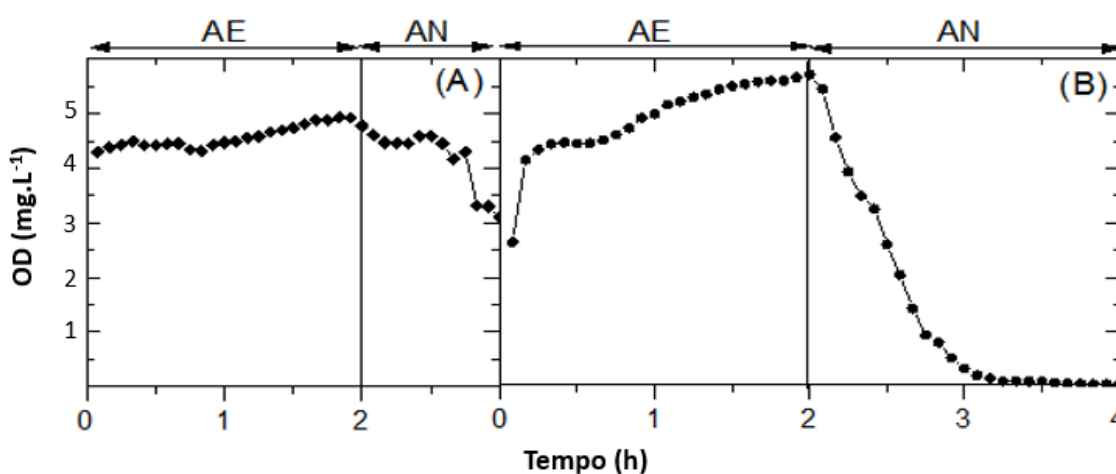


Fig. 1 - Concentração de OD durante um ciclo de aeração intermitente: ciclo I – 2h AE/1 h AN(A) e ciclo II – 2h AE/2h AN (B)
Fonte: AUTOR (2017)

Observa-se da Fig. 1 que no ciclo I a concentração de OD foi elevada durante todo o ciclo de AI, diferentemente do ciclo II, onde em pelo menos 50 minutos a concentração deste foi menor que 1 mg.L^{-1} . EPA (1993) indica que o processo de nitrificação pode ser limitado em concentrações de OD de $0,5 - 2,5 \text{ mg/L}$, sendo recomendados valores superiores a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para a completa nitrificação em sistemas de tratamento de

efluentes (AHMED, 2012; WANG et al., 2012). Não foram detectadas concentrações de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ afluente. As concentrações de $N-NO_2^-$ nos dois ciclos foram abaixo de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando que não houve acúmulo de nitrito no sistema. A concentração de $N-NO_3^-$ variou muito, sendo as maiores concentrações obtidas no ciclo I. A eficiência de desnitrificação obtida no ciclo I e II foi de $74 \pm 15\%$ e $74 \pm 18\%$, respectivamente, indicando que os organismos nitrificantes e desnitrificantes atuaram em conjunto em toda a operação do sistema. A coexistência e ação destes organismos na mesma unidade operacional pode ser explicada pela aderência destes organismos ao material suporte (biofilme) e a formação flocos.

A formação do biofilme ou floco pode criar resistência à difusão de OD e nutrientes que como consequência geram gradientes de concentração no meio que permitem que microrganismos executem diferentes vias metabólicas. No caso de sistemas de tratamento biológico que tratam efluentes com disponibilidade de nitrogênio e matéria orgânica, nas camadas superficiais do biofilme podem ser encontrados os organismos nitrificantes autotróficos aeróbios responsáveis pela oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato, e nas camadas inferiores os organismos desnitrificantes heterotróficos anaeróbios estritos ou facultativos, que na falta de OD, utilizam $N-NO_3^-$ como agente oxidante, completando o processo de desnitrificação biológica convencional (FU et al., 2010; VIRDIS et al., 2011; GUADIE et al., 2013).

Devido a formação deste gradiente o processo de desnitrificação pode ocorrer em sistemas com elevadas concentrações de OD (YILMAZ et al., 2008; VIRDIS et al., 2011), o que viabiliza o processo de NDS no mesmo reator, sem prejudicar nenhuma das espécies envolvidas (WANG et al., 2008).

Alguns trabalhos que utilizam material suporte em sistemas biológicos que visam a remoção de nitrogênio, relatam a redução de nitrato em concentrações de OD superiores a 4 mg.L^{-1} , relacionado a viabilidade deste processo nestas concentrações de OD devido a existência de gradientes de concentração de substratos no biofilme formado no material suporte ou em flocos (VIRDIS et al; 2011; MOURA et al; 2012; WOSIACK et al., 2015; CORREA et al., 2018). A relação C/N (DQO_T / NKT) média encontrada no sistema foi de 6 ± 4 no ciclo I e 3 ± 2 no ciclo II. A relação C/N afeta de maneira direta a fração de bactérias nitrificantes autotróficas e desnitrificantes heterotróficas no biofilme (OHASHI et al., 1995). Xia et al., (2010) relata que quanto maior a relação C/N maior a eficiência de NDS

devido a não escassez de doadores de elétrons, o que resulta em um maior percentual de remoção de NT no sistema.

O percentual de remoção de NT foi de $68 \pm 9\%$ no ciclo I e $41 \pm 6\%$ no ciclo II. Em reatores operados com sistemas de AI, que favorecem o processo de NDS, a relação C/N necessária para que este processo ocorra com sucesso é superior ao desejado em reatores que visam apenas o processo de nitrificação, sendo estes valores maiores que 9 (FU et al., 2010). Da análise de inferência realizada nos dados de remoção de $N-NH_4^+$ e NT obteve-se que houve diferença significativa entre os percentuais analisados (p -valor $< 0,05$), indicando que a média de remoção de $N-NH_4^+$ e NT foram superiores no ciclo I.

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Na Tabela 2 são apresentados os resultados de DQO_T , DQO_F , carga orgânica e percentual de remoção de DQO_T durante o período de operação do reator.

A concentração máxima de DQO_T afluente foi de 1013 mg.L^{-1} e a mínima de 98 mg.L^{-1} , o valor máximo efluente foi de 194 mg.L^{-1} e mínimo de 0 mg.L^{-1} . De maneira geral os resultados efluentes de DQO_T foram baixos, o que resultou em percentuais de remoção deste poluente acima de 90% nos dois ciclos trabalhados.

Tabela 3 - Média e desvio padrão de DQO_T , DQO_F , carga orgânica e percentual de remoção de DQO_T nos ciclos operados

Ciclo	DQO_T (mg. L^{-1})		DQO_F (mg. L^{-1})		Carga orgânica $\text{KgN.m}^{-3}\text{d}^{-1}$		Remoção (%)
	Af	Ef	Af	Ef	Aplicada	Removida	
I	409 ± 283	17 ± 17	173 ± 68	12 ± 9	$0,615 \pm 0,425$	$0,384 \pm 0,288$	94 ± 7
II	240 ± 150	29 ± 46	107 ± 48	13 ± 17	$0,326 \pm 0,239$	$0,178 \pm 0,115$	90 ± 11

Fonte: AUTOR (2017).

Da análise estatística aplicada aos dados de remoção de DQO_T obteve-se que não houve diferença significativa entre os dados de remoção de matéria orgânica nos ciclos trabalhados. Este resultado indica que a concentração de OD não interferiu significativamente na remoção de matéria orgânica no sistema.

CONCLUSÃO

Conclui-se dos resultados apresentados que o ciclo que apresentou os melhores percentuais de remoção nitrogênio foi o ciclo I, estando possivelmente este resultado relacionado a maior concentração de OD durante o ciclo de AI trabalhado neste ciclo (2 h AE/ 1 AN) e da maior relação C/N obtida no mesmo. Quanto a remoção de matéria orgânica, constatou-se que em ambos os ciclos trabalhados não houve diferença significativa no percentual de remoção desta.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR-Paraná) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater. Washington, D.C; 2005.

AHN, Y, H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process biochemistr**, v. 41, 2006, 1709–1721p.

ARAÚJO J.R., ZAIAT, M. An upflow fixed-bed anaerobiceaerobic reactor for removal of organic matter and nitrogen from L-lysine plant wastewater. **Can. J. Civ. Eng.** v.36, 2009, p. 1085 -1094.

BARANA, A.C., LOPES, D.D., MARTINS, T.H., POZZI, E., DAMIANOVIC, M.H.R.Z., DEL NERY, V., FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v.1, 2013, p.453-459.

CAPODICI, M., DI BELLA, G., DI TRAPANI, D., TORREGROSSA, M. Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: Analysis of biological performance. **Bioresour Technol.** p.177, 2015, 398-405.

COLLIVIGNARELLI, C., BERTANZA, G. Simultaneous nitrification-denitrification processes in activated sludge plants: Performance and applicability. **Water Science and Technology.** v.40, 1999, p.187-194.

CORREA, C.Z.; PRATES, K.V.M.C.; OLIVEIRA, E.F. de.; LOPES, D.D.; BARANA, A.C. Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering.** v. 23, 2018, p. 134-141.

DANIEL L.M.C., POZZI, E., FORESTI, E., CHINALIA, F.A.. Removal of ammonium via simultaneous nitrificationdenitrification nitrite-shortcut in a single packed-bed batch reactor. **Bioresource Technology.** v.100, n.30, 2009, p.1100-1107.

EPA. Manual: Nitrogen Control. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1993.

FU, B., LIAO, X., DING, L., REN, H. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World J. Microbiol. Biotechnol.** v.26, n.11, 2010, p.1981- 1990.

GUADIE, A., XIA, S., ZHANG, Z., ZELEKE, J., GUO, W., NGO, H.H., HERMANOWICZ S.W. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresour Technol.** v.156, 2014, p. 195-205.

GUO, J., ZHANG, L., CHENG, W., MA, F., LIU, H., TIAN, Y.. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. **Bioresour Technol.** v.133,2013, p.59-67.

HENZE, M., HARREMOES, P., ARVIN, E., JANSEN, J.L.E. **Wastewater treatment: biological and chemical processes**. Berlin, Springer-Verlag, 1997.

KOTLAR, E., TARTAKOVSKY, B., ARGAMAN, Y., SHEINTUCH, M. The nature of interaction between immobilized nitrification and denitrification bacteria. **Journal of Biotechnology**. v.51, 1996, p.251-258.

MAYER, M., SMEETS, W., BRAUN, R.E., FUCHS, W. Enhanced ammonium removal from liquid anaerobic digestion residuals in an advanced sequencing batch reactor system. **Water Sci Technol**. v.60, n.7, 2009, p.1649-60.

MOCKAITIS, G., PANTOJA, J.L.R., RODRIGUES, J.A.D., FORESTI, E., ZAIAT, M., Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. **Bioprocess Biosyst Eng**. v.37, 2014, p.1361–1368.

MOURA, R.B., DAMIANOVIC, M. H. R. Z., FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **J. Environ. Manage**. v.98, 2012, p.163 – 167.

NOGUEIRA, L.R., MELO, L. F., PURKHOLD, U., STEFAN, W., WAGNER, M. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effects of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. **Water Research**. v.36, 2003, p.469–481.

OHASHI A., VIRAJ DE SILVA, D. G., MOBARRY, B., MANEM, J. A., STAHL, D. A., RITTMANN, B. E. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. **Water Science and Technology**. v.32, n.8, 1995, p.75–84.

PAREDES, D., KUCHK, P., MBWETTE, T.S.A., STANGE, F., MULLER, R.A., KOSER, H. New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. **Eng. Life Sci**. v.7, n.1, 2007, p.13–25.

SEDLAK, R.L. Phosphorus and Nitrogen Removal From Municipal Wastewater. 2. Edição, United States of America, 1991.

VIRDIS, B., READ, S.T., RABAEY, K., ROZENDAL, R.A., YUAN, Z., KELLER, J. Biofilm stratification during simultaneous nitrification and denitrification (SND) at a biocathode. *Bioresource Technology*. v.102, n.1, 2011, p.334-41.

XIA, J., LI, J., WANG, R., LI, J., ZHANG, Z. Tracking composition and dynamics of nitrification and denitrification microbial community in a biofilm reactor by PCR-DGGE and combining FISH with flow cytometry. ***Biochemical Engineering Journal***. v.49, n.3, 2010, p. 370–378.

WANG, J., PENG, Y., WANG, S., GAO, Y. Nitrogen Removal by Simultaneous Nitrification and Denitrification via Nitrite in a Sequence Hybrid Biological Reactor. ***Chinese Journal of Chemical Engineering***. v.16, n.5, 2008, p.778-784.

Water Environment Federal, American Society of Civil Engineers, Environmental and Water Resource Institute (WEF, EWRI, ASCE), 2005. Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants. 29. New York.

WOSIACK, P.A., LOPES, D D., DAMIANOVIC, M.H.R.Z., FORESTI, E., GRANATO, D., BARANA, A. C. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. *Journal of Environmental Management*. v.154, 2015, p.145-150.

YILMAZ, G., LEMAIRE, R., KELLER, J., YUAN, Z.. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. ***Biotechnology and Bioengineering***. v.100, n.3, 2008, p.529–541.