

II-070 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E MATÉRIA ORGÂNICA EM DIFERENTE CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM UM BIORREATOR DE MEMBRANA SUBMERSA COM BIOFILME (BRMS-BF)

Eduardo Lucas Subtil⁽¹⁾

Graduado em Oceanografia pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFES. Doutor em Engenharia Hidráulica e Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP). Professor Adjunto da Universidade Federal do ABC (UFABC).

Alvaro Javier Moyano Salcedo

Graduado em Engenharia Ambiental pela Corporacion Universitaria Del Huila Corhuila (Colombia). Mestrando em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal do ABC (UFABC).

Thamiris Kohler Bez

Graduanda em Engenharia Ambiental e Urbana pela Universidade Federal do ABC (UFABC).

Endereço⁽¹⁾: Av. dos Estados, 5001 – Bangú - Santo André – SP – CEP: 09210-580 – Brasil – Tel: +55 (11) 4996-0139- e-mail:eduardo.subtil@ufabc.edu.br

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a remoção de matéria orgânica e nitrogênio, em um Biorreator de Membrana Submersa com biofilme (BRMS-BF), operado em diferentes concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e configurado sob condições específicas para nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS). O BRMS-BF foi operado em duas fases caracterizadas pela concentração de oxigênio dissolvido (OD) cujas concentrações médias de OD foram $2,3 \pm 0,2$ mg O₂/L e $0,9 \pm 0,3$ mg O₂/L para a fase I e II, respectivamente. O sistema operou com uma vazão média de 22 ± 4 e 16 ± 1 L.h⁻¹ na fase I e II respectivamente. Foi obtida elevada eficiência em remoção de turbidez, de $99 \pm 1\%$ para as duas fases. A remoção média para DQO e DBO₅ esteve sempre acima de $95\% \pm 1$ independente da fase e condições de operação. A concentração de OD influenciou significativamente o processo de conversão de nitrogênio total (NT), uma vez que na Fase I a remoção foi de $33 \pm 8\%$, enquanto que na Fase II a remoção média foi de $74 \pm 1\%$. Houve estabilidade na remoção de nitrogênio amoniacal nas duas fases com porcentagens similares de $90 \pm 2\%$. Pode-se concluir que a redução da concentração de OD influenciou a remoção de nitrogênio, sem impactar a eficiência de eliminação de matéria orgânica, sendo possível operar o sistema na configuração NDS e condições de OD propostas.

PALAVRAS-CHAVE: Biorreator de membrana submersa, tratamento de esgoto, nitrificação e desnitrificação simultâneas, *fouling*.

INTRODUÇÃO

Nos centros urbanos, o aumento contínuo da população e das atividades produtivas leva a expansão das grandes urbes, e assim, maior pressão sob o uso dos recursos hídricos. Como consequência dessa expansão há um aumento da demanda de água, que supõe uma pressão ainda maior em áreas onde existe escassez de água, e o maior volume de esgoto sanitário, que sem um tratamento adequado vai gerar a poluição dos mananciais, principalmente, por matéria orgânica, excesso de nutrientes e microrganismos patogênicos, contaminantes característicos do esgoto doméstico. Esses problemas já são uma realidade em diversas regiões do Brasil, principalmente em grandes centros urbanos, como a região metropolitana de São Paulo.

O excesso de nutrientes, principalmente nitrogênio, e sua remoção é uns dos desafios mais importantes na atualidade. Devido as elevadas cargas de nutrientes apresentadas no esgoto sanitário e ao impacto que pode causar no ambiente, as agências reguladoras têm estabelecido padrões cada vez mais restritivos de qualidade de água e para emissão de esgoto sanitário, o que faz com que a remoção de nitrogênio deva ser elevada dependendo da situação de lançamento ou reúso de água e, consequentemente, incluídas como pré-requisito nos projetos dos sistemas de tratamento de efluentes.

A remoção convencional de nitrogênio no tratamento biológico de esgotos sanitários acontece em dois estágios, Nitrificação cuja condição ambiental requer oxigênio, uma vez que esse processo é realizado por bactérias autotróficas aeróbias, e Desnitrificação que sucede em um ambiente anoxico devido à presença de bactérias heterotróficas. Desta forma, os sistemas convencionais requerem de fases separadas com as condições ambientais necessárias para a conversão do material nitrogenado e sua eliminação do esgoto sanitário.

Nas últimas duas décadas vários estudos demonstraram que esses dois processos importantes de remoção de nitrogênio total (nitrificação e desnitrificação) podem ocorrer simultaneamente no mesmo reator (WANG *et al.*, 2005), sendo denominado de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS). A principal hipótese para a NDS é que o floco pode conter ambas as zonas, aeróbia e anóxica, de modo que ambos os processos de nitrificação e desnitrificação possam ser sustentados nos flocos presentes nos biorreatores. O oxigênio e os substratos dissolvidos que estão fora do floco se difundem para a zona aeróbia e, dependendo da concentração de oxigênio dissolvido no licor misto, o oxigênio pode se esgotar dentro do floco, não conseguindo penetrar em toda a sua profundidade. O nitrato produzido pela nitrificação na zona aeróbia consegue difundir-se para o interior da zona anóxica, juntamente com a matéria orgânica remanescente, de modo que a desnitrificação possa ocorrer no interior do floco (SUBTIL *et al.*, 2012).

A configuração do processo de NDS com os sistemas de biorreatores de membrana submersa (BRMS) tem sido proposta e avaliada nos últimos anos, constituindo um dos métodos mais adequados para a eliminação de nitrogênio devido a sua alta eficiência de remoção, uma alta estabilidade e confiabilidade, um fácil controle do processo, as baixas necessidades de espaço e o baixo custo (METCALF e EDDY, 2016). Os BRMS são uma tecnologia competitiva para o tratamento de esgoto sanitário, principalmente quando há necessidade de reúso de água, elevada remoção de poluentes e há pequena área disponível, isto em relação com outras tecnologias, procurando otimizar alguns dos problemas dos sistemas convencionais. A tecnologia integra a degradação biológica do esgoto sanitário com o processo de separação por membranas (CICEK *et al.*, 1998), sua aplicação tem sido cada vez mais aceita devido a uma redução significativa dos custos das membranas e a necessidade de recuperação de água (LI *et al.*, 2008). Alguns das vantagens deste sistema, são, a alta eficiência na remoção global de nutrientes (SUBTIL *et al.*, 2012), e a alta retenção de sólidos suspensos e de compostos mais solúveis no biorreator, melhorando assim a qualidade do efluente. Também a redução do custo de tratamento do lodo, uma vez que o sistema pode operar com elevadas concentrações de biomassa e baixa produção de lodo, permitindo, operar com cargas orgânicas maiores e/ ou com um tanque de menor volume. Ao mesmo tempo, a biomassa que fica retida na membrana, e a capacidade de operar com altos níveis de sólidos em suspensão, e uma idade do lodo maior, ajuda a realização de processos de nitrificação. Além disso, as membranas promovem uma remoção elevada de organismos patogênicos, atingindo valores médios de remoção de 6 Logs para coliformes termotolerantes (SUBTIL *et al.*, 2012) e 4 Logs para vírus (HAI *et al.*, 2014).

No entanto, o sistema tem alguns desafios, como a maior necessidade de areação, já que a transferência de oxigênio é menor devido a elevada concentração de sólidos em suspensão, além da aeração das membranas para controle físico do *Fouling*, o que gera um custo adicional e pode influenciar a eficiência do sistema. Por isso, é importante avaliar o comportamento da remoção de nitrogênio em diferentes concentrações de oxigênio dissolvido (OD), uma vez que a maior concentração de sólidos suspensos no biorreator leva a uma redução na eficiência de transferência de oxigênio e possibilita operar o sistema com menor concentração de OD, o que favorece os processos de remoção de nitrogênio. Além disso, avaliar a otimização do sistema BRMS, com novos métodos, como a introdução de um material suporte para a formação de biofilme (BF) proposta no sistema BRMS-BF, pode melhorar ainda mais a remoção de nitrogênio (SUBTIL *et al.*, 2012; HOCAOGLU *et al.*, 2011). Dentro deste contexto, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar o efeito da concentração de oxigênio dissolvido na remoção de nitrogênio via Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas em um Biorreator de Membrana Submersa com biofilme (BRMS-BF) para o tratamento de esgoto sanitário.

MATERIAS E MÉTODOS

Procedimento experimental e condição de operação

O fluxograma da unidade piloto encontra-se apresentado na Figura 1, onde a linha de tratamento foi composta por um Biorreator de Membranas Submersas com Biofilme (BRMS-BF). Essa unidade piloto está instalada no Centro Internacional de Referência em Reuso de Água da Universidade de São Paulo, CIRRA, USP. A mesma foi alimentada com esgoto sanitário proveniente da moradia estudantil e do restaurante universitário do campus São Paulo da USP, o qual passou por um tratamento preliminar, composto por grade mecânica, desarenação e caixa de gorduras. Após o tratamento preliminar, o esgoto era armazenado em um tanque de equalização e transferido para o sistema de BRMS-BF por gravidade. O reator utilizado nesta pesquisa possui volume útil de 156 litros. O sistema de membranas foi operado na condição de fluxo constante.

Após atingir condições estáveis de operação em relação à concentração de sólidos em suspensão no reator, que para a presente pesquisa foi fixado em 5 g/L, o sistema BRMS-BF foi operado em duas fases, sendo estas caracterizadas pela concentração de oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração. Na primeira fase a concentração de OD foi mantida próximo de 2,0 mg O₂/L, caracterizando o sistema convencional de BRMS-BF, enquanto que na segunda fase a concentração de OD foi mantida por volta de 0,8 mg O₂/L, para favorecer o processo de NDS. Foi feito um controle rígido da aeração por ar difuso, em duas linhas, uma para o licor misto e outra para a superfície das membranas. Para garantir o suprimento de oxigênio, manter a biomassa suspensa e aderida, e auxiliar a não acumular sólidos na superfície das membranas, foram utilizados difusores de bolhas finas. A vazão de ar foi monitorada através de rotâmetros instalados nas linhas de ar do lodo e da membrana sendo estas 10 L/min (aeração intermitente) e 15 L/min, respectivamente. Para manter a faixa de concentração de OD estabelecida para cada fase, foi usado um controlador de oxigênio dissolvido em meio aquoso com sensor de luminescência (DS-NET, Policontrol). Este controlador estava ligado a uma válvula solenoide que abria e fechava a aeração do licor misto de acordo com os limites inferiores e superiores estabelecidos para cada fase.

O módulo de membranas utilizado foi do tipo placa-plana com membranas poliméricas de ultrafiltração (UF) de 0,1 µm, sintetizadas em Fluoreto de Vinilideno (PVDF). De acordo com o manual do fabricante, cada placa tem 0,1 m² de área efetiva de membrana e as seguintes dimensões 22 x 32 x 0,6 cm (largura x comprimento x espessura). A estrutura física do cassete de membranas foi feita em aço inox com dois difusores na base para distribuição uniforme do ar na superfície das membranas (SUBTIL *et al.*, 2012). O cassete possuía 17 placas de membranas resultando em 1,7 m² de área útil de membrana.

Os valores de temperatura (T), Potencial de Redox (ORP), e pressão transmembrana (PTM) foram monitorados e os de pH, vazão (Q) e OD monitorados e controlados, por meio de sensores. Foram registrados 4320 dados por dia de operação.

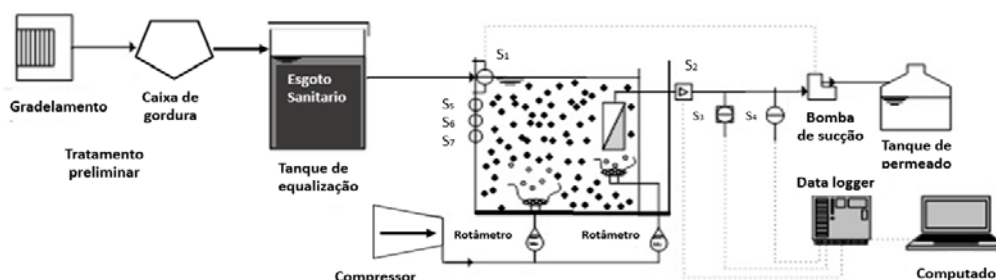


Figura 1: Fluxograma da unidade piloto, onde: S1 – sensor de nível; S2 – sensor de vazão de permeado; S3 – sensor de pressão; S4 – sensor de temperatura; S5 – sonda e controlador de oxigênio dissolvido; S6 – Sensor de vazão de ar e; S7 - Sensor ORP.

O material suporte usado para a formação de biofilme, e auxiliar o processo de NDS, bem como reduzir o fouling do sistema, foi o Bio Contact – N (BCN) (Nisshinbo Chemical Inc.) cuja composição é poliuretano (gel termoplástico) com elevada capacidade de absorção de água. A superfície do material tinha uma estrutura

rugosa com elevada porosidade de diâmetro de 5 a 10 μm , sendo o tamanho das mídias expandidas, de 4 mm de diâmetro e de comprimento. O desenvolvimento de biofilme no sistema BRMS-BF demorou três meses.



Figura 2: Características físicas do Material Suporte utilizado no sistema MBRS-BF.

Foram monitorados os principais parâmetros de qualidade de água (Tabela 1) de acordo aos métodos analíticos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21th Edition (APHA, 2005).

Tabela 1. Programa de monitoramento do reator.

Analises	Unidade	Afluente e efluente do sistema BRM-BF	Método
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Online	-
Redox	mV	Online	-
OD	mgO_2/L	Online	-
pH	-	Online	2320-B
PTM	bar	Online	-
Vazão	L.h^{-1}	Online	-
Turbidez	UNT	5xsemana	2130
DBO ₅	mg/L	3xsemana	5210-D
DQO	mg/L	5xsemana	5220-D
Série de Sólidos	mg/L	4xsemana	2540
Série de Nitrogênio (N-NTK, Norg - N-NH ₃ - N-NO ₂ - N-NO ₃)	mg/L	5xsemana	4500- B, B/C 4110-B

RESULTADOS

O sistema piloto MBRS-BF para o tratamento de esgoto sanitário foi operado segundo as condições apresentadas na Tabela 2. Foi possível manter os parâmetros de operação estáveis para as duas fases propostas. Os valores de ORP mostram que as condições ambientais na fase I (185 ± 9 mV), principalmente, favoreceram a nitrificação e na fase II (-11 ± 73 mV) a desnitrificação.

A vazão na fase I foi de 22 ± 4 L.h^{-1} , maior que a obtida na fase II de 16 ± 1 L.h^{-1} . No entanto, mesmo com a vazão menor, a relação alimento microrganismo (A/M) foi maior na fase II ($0,35$ kg DQO/kgSSV.dia) que na fase I ($0,26$ kg DQO/kgSSV.dia), devido a uma alteração na composição do esgoto sanitário. Porém, As duas fases apresentaram condições adequadas de operação para sistemas MBRS-BF, mantendo concentração de SST e a relação A/M necessárias para o desenvolvimento dos processos biológicos.

Tabela 2. Condições de operação para a fase I e II.

Variáveis operacionais	Média fase I	Média fase II
OD ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	$2,3 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,3$
ORP (mV)	185 ± 9	-11 ± 73
Q (L.h^{-1})	22 ± 4	16 ± 1
SST (g/L)	$5,7 \pm 1$	$5,6 \pm 8$
PTM (bar)	$0,02 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,01$

Tabela 2. Condições de operação para a fase I e II.

Variáveis operacionais	Média fase I	Média fase II
Fluxo a 20°C (L m ⁻² h ⁻¹)	11 ± 2,3	9 ± 0,6
Permeabilidade a 20°C (L m ⁻² h ⁻¹ bar)	693 ± 319	254 ± 133

Em relação ao desempenho do biorreator em qualidade do efluente final, um resultado obtido foi alta eficiência (99%) de remoção de turbidez nas duas fases de operação (Tabela 3), o que mostra o funcionamento correto do sistema de membranas.

Tabela 3: Características do esgoto bruto e do efluente tratado pelo BRMS-BF.

Variáveis/Fase de operação		Turbidez (NUT)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	N-NTK (mg/L)	N- NH ₄ (mg/L)	N- orgânico (mg/L)	N- NO ₃ (mg/L)	N- NO ₂ (mg/L)
Esgoto	I	117 ± 62	464 ± 205	142 ± 27	41 ± 4	29 ± 3	12 ± 3	-	-
	II	213 ± 21	579 ± 70	368 ± 42	87 ± 7	65 ± 3	22 ± 7	-	-
Permeado	I	0,5 ± 0,2	18 ± 9	5 ± 2	10 ± 2	3 ± 1	6 ± 2	20 ± 3	-
	II	0,8 ± 0,3	18 ± 4	4 ± 2	12 ± 2	7 ± 2	5 ± 2	3 ± 3	8 ± 3
Eficiência (%)	I	99 ± 1	95 ± 3	96 ± 2	77 ± 3	89 ± 4	48 ± 14	-	-
	II	99 ± 1	97 ± 1	99 ± 1	86 ± 1	90 ± 1	77 ± 1	-	-

A remoção de matéria orgânica também foi alta nas duas fases de operação, conforme aos dados apresentados na Tabela 3, foram obtidas eficiências de 95% ± 3 e 96 ± 2% para DQO e DBO₅ respectivamente na fase I. Para a fase II houve uma remoção levemente maior, apresentando-se baixas concentrações médias de DBO₅ remanescente no efluente final, de 4 ± 2 mg/L. Note-se que a concentração de OD não influenciou a remoção de material orgânico no sistema BRMS-BF. Isto poderia ser explicado pelo coeficiente de meia-saturação de oxigênio para heterotróficos (K_O, H), que depende da concentração de OD, e que precisa ser muito baixo (0,01 a 0,2 mg/L) para afetar a eficiência na eliminação de matéria orgânica devido ao crescimento de bactérias formadoras de flocos e filamentos (LAU et al, 1984). Os valores de remoção de matéria orgânica obtidos neste estudo são similares aos mostrados por Rodriguez, A. *et al.*, (2017), eles operaram um MBRS-BF com concentração de OD de 1,6 a 2,4 e de 0,4 a 0,7 mg O₂/L e reportaram valores médios de remoção de 90% para DQO e de 98% para DBO₅, mantendo a eficiência com as diferentes concentrações de OD.

A eficiência na conversão de Nitrogênio Total (NT) e os valores médios no esgoto e no permeado do material nitrogenado são apresentados na Figura 3. A remoção de nitrogênio amoniacal foi elevada nas duas fases de operação, sendo de 89 e 90%, para a fase I e II respectivamente. No entanto, as menores concentrações no permeado de nitrogênio amoniacal (2 mg N-NH₄/L), foram obtidas durante a operação da Fase I. Xiaoyan S. *et al.*, (2017) reportaram valores de remoção de nitrogênio amoniacal parecidas de 90% para um sistema MBRS híbrido com concentração de OD próxima de 2 mg O₂/L. O processo de nitrificação não foi significativamente impactado quando a concentração de OD foi reduzida, o que indica que a nitrificação quase completa ocorreu em ambas as fases. Autores tem relatado que a nitrificação quase completa pode ser alcançada com concentrações de OD baixas (<0,5 mgO₂/L), desde que sejam mantidas a elevada idade do lodo e baixas cargas orgânicas, devido as bactérias oxidantes de amônia (AOB) no gênero *Nitrosomonas*, como, *Pseudomonas*, *Xanthomonadaceae*, *Rhodococcus* e *Sphingomonas*, responsáveis pela nitrificação com baixo teor de OD (BAEK and PAGILLA, 2008; FITZGERALD *et al* 2015).

Para a conversão de NT a concentração de OD desempenhou um papel importante, a figura 3 mostra o aumento da eficiência de remoção total de nitrogênio da fase I para a fase II, quando foi reduzido nível de OD de 2,3 para 0,9 mg O₂/L. A eliminação média de NT para a fase II foi consistentemente maior (74 ± 1%) do que obtido na fase I (33± 8%). A concentração média de NT no efluente foi de 29 ± 4 mg/L (fase I) e 23 ± 3 mg/L (fase II), sendo menor na fase II mesmo com uma concentração inicial de NTK maior um 53% (Tabela 3). Rodriguez, A. *et al.*, (2017) e Xiaoyan S. *et al.*, (2017) reportaram remoção de NT de 22,4% e 35%, respectivamente, valores similares aos apresentados na primeira fase deste estudo e diferentes da remoção de NT obtida na segunda fase.

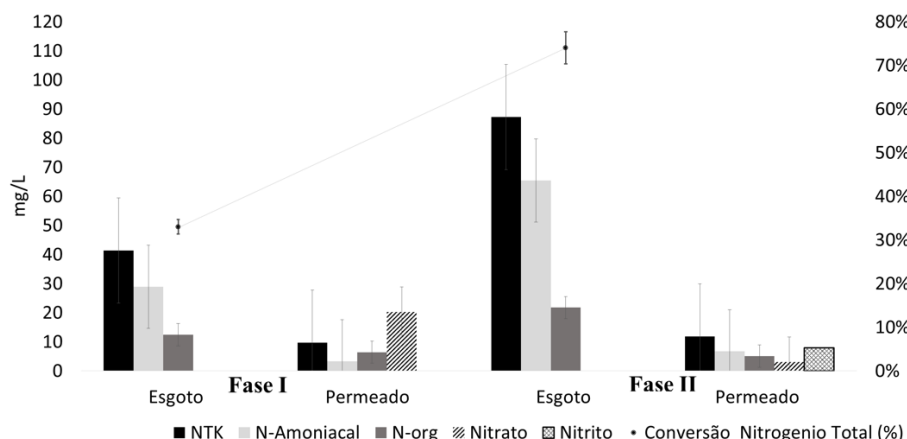


Figura 3: Concentrações e eficiências de conversão de material nitrogenado.

Na fase I, a concentração de nitrato foi elevada (20 ± 3 mg/L), mostrando maiormente, uma fase de nitrificação e não de desnitrificação. Para a Fase II, houve acumulo de nitrito, com uma concentração de 8 ± 3 mg/L, sendo maior que a observada para o nitrato de 3 ± 3 mg/L. A concentração de nitrito pode ser explicada pela nitrificação incompleta (oxidação de amônia a nitrito), uma vez que a condição anóxica pode inibir a presença de bactérias oxidantes de nitrito (NOB), que não conseguem se recuperar tão rapidamente quanto as AOB em condições aeróbias (Zhang *et al.*, 2018). Também, o OD afeta a produção de óxido nitroso (N_2O) inibindo a síntese e a atividade de redutase dele, e se considera que sua atividade pode parar imediatamente quando as bactérias nitrificantes passam de um ambiente anóxico para um ambiente aeróbio, a atividade de redutase do nitrito continua a uma taxa mais baixa, na mesma condição transitória, de maneira que ocorrerá emissão de N_2O (Law *et al.*, 2012). Zheng *et al.*, (1994) têm reportado relação entre o acumulo de nitrito e a produção de N_2O em esgoto sanitário. A presença de nitrito também pode estar relacionada com a ausência de carbono suficiente que permita a desnitrificação completa (LI *et al.*, 2008). No entanto, são necessários análises de biologia molecular que permitam explicar melhor esses processos.

CONCLUSÕES

Os resultados apresentados permitem concluir que:

A remoção de material orgânico não foi influenciada pela concentração de OD. Se obtiveram valores elevados de remoção de matéria orgânica (DQO e DBO_5 mg/L) superiores de $95 \pm 2\%$ nas duas fases.

Houve acumulo de nitrito na fase II, principalmente como subproduto do processo de NDS incompleta.

A remoção de NT foi impactada pela concentração de OD, sendo significativamente maior na fase II.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BAEK, H. SEUNG & R PAGILLA, KRISHNA. Simultaneous Nitrification and Denitrification of Municipal Wastewater in Aerobic Membrane Bioreactors. Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation. 80. 109-17. 10.2175/106143007X220725. 2008.
2. FITZGERALD CM, CAMEJO P, OSHLAG JZ, NOGUERA DR. Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen. Water Res 70: 38–51. 2015.
3. HAI, F.I.; YAMAMOTO, K.; LEE, C.-H. Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse. IWA London, UK, 2014.
4. HOCAOGLU, M.S.; INSEL, G.; COKGOR, E.U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. Bioresource Technology, 102, p. 4333–4340, 2011.

5. LI, J. M. HEALY, X. ZHAN, D. NORTON, M. RODGERS. Effect of Aeration Rate on Nutrient Removal from Slaughterhouse Wastewater in Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactors. *Water Air Soil Pollution*, 192, pp. 251-261. 2008.
6. LAU, A.O., STROM, P.F., AND JENKINS, D. Growth kinetics of *Sphaerotilus natans* and a floc former in pure and dual continuous culture. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 56(1), 41-51. 1984.
7. LAW, Y, YE, L, PAN, Y AND YUAN, Z. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Phil. Trans. R. Soc. B. Advanced Water Management Centre (AWMC), The University of Queensland, St Lucia, Queensland 4072, Australia*. 2012.
8. METCALF E EDDY, Inc. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. McGraw-Hill International Education, 5ª ed., Porto Alegre, 2008p. 2016.
9. RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, L., ESTEBAN-GARCÍA, A. L. & TEJERO, I. Comparison between a fixed bed hybrid membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: a pilot-scale study. *Bioresour. Technol.* 152, 212–219. 2017.
10. SUBTIL, E.L.; MIERZWA, J.C.; SILVA, M.C.C.; HESPANHOL, I. Assessment Performance of Conventional Membrane Bioreactor and Biofilm Membrane Bioreactor (BF-MBR) Fed With Domestic Wastewater Reference. In: *IWA 3rd Regional Conference on Membrane Technology, Argentina*, 2012.
11. XIAOYAN SONG¹, RUI LIU, LUJUN CHEN, TOMOKI KAWAGISHI. Comparative experiment on treating digested piggery wastewater with a biofilm MBR and conventional MBR: simultaneous removal of nitrogen and antibiotics. *Front. Environ. Sci. Eng.* 2017.
12. ZHANG, T, WANG, B, LI, X, ZHANG, Q, WU, L, HE, Y, PENG, Y. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage. *Chemical Engineering Journal*. National Engineering Laboratory for Advanced Municipal Wastewater Treatment, Reuse Technology and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, PR China. 2018.
13. ZHENG H., HANAKI K. AND MATSUO T. Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater. *Water Science and Technology*. 30(6), 91-100. 1994.