



Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em biorreator com membranas submersas operando em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea

doi:10.4136/ambi-agua.1684

Received: 17 Jun. 2015; Accepted: 28 Mar. 2016

Izabela Major Barbosa^{1*}; José Carlos Mierzwa¹; Ivanildo Hespanhol¹; Eduardo Lucas Subtil²

¹Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil
Escola Politécnica

²Universidade Federal do ABC (UFABC), Santo André, SP, Brasil
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas.

*Autor correspondente: e-mail: izamajor@usp.br,
mierzwa@usp.br, ivanhesp@usp.br, eduardosubtil@gmail.com

RESUMO

Neste estudo se avaliou a remoção de nitrogênio e matéria orgânica em biorreatores com membranas submersas operado em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea controlada por aeração intermitente. Foi utilizado um sistema de biorreator com membranas submersas, em escala piloto, para tratamento de esgoto doméstico. A concentração de oxigênio dissolvido foi mantida entre 0,5 e 0,8 mg L⁻¹. A concentração dos sólidos suspensos voláteis no liquor misto (SSVLM) do sistema variou de 1 a 6 g L⁻¹. A eficiência do sistema foi avaliada por meio da remoção de matéria orgânica quantificada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e Carbono Orgânico Total (COT). A remoção de nitrogênio foi avaliada por meio da quantificação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal. Durante o período de partida do sistema, as eficiências de remoção de DQO e NTK foram próximas de 90% e 80%, respectivamente. Após serem estabelecidas as condições de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), a eficiência de remoção de DQO e NTK tiveram valores médios de 70% e 99%, respectivamente. Os resultados obtidos mostraram que o sistema de Biorreatores com Membranas (BRM), operando com nitrificação e desnitrificação simultâneas, foi capaz de remover matéria orgânica e nitrogênio em um único reator, produzindo um permeado de alta qualidade.

Palavras-chave: aeração intermitente; biorreator de membranas; remoção de nitrogênio; remoção de matéria orgânica.

Removal of nitrogen and organic matter in a submerged-membrane bioreactor operating in a condition of simultaneous nitrification and denitrification

ABSTRACT

This study evaluated the removal of nitrogen and organic matter in a membrane bioreactor system operating in a condition of simultaneous nitrification and denitrification

controlled by intermittent aeration. A submerged-membrane system in a bioreactor was used in a pilot scale to treat domestic wastewater. The dissolved oxygen concentration was maintained between 0.5 and 0.8 mg L⁻¹. The concentration of the mixed liquor suspended solids (MLSS) in the system ranged from 1 to 6 g L⁻¹. The system efficiency was evaluated by the removal efficiency of organic matter, quantified by Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) and Total Organic Carbon (TOC). Nitrogen removal was assessed by quantifying Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) and ammonia nitrogen. During the system start-up, the removal efficiencies of COD and NTK were around 90% and 80%, respectively. After the simultaneous nitrification and denitrification (SND) conditions were established, the removal efficiencies of COD and NTK were 70% and 99%, respectively. These results showed that sewage treatment with the membrane bioreactor (MBR) system, operating with simultaneous nitrification and denitrification conditions, was able to remove organic matter and promote nitrification and denitrification in a single reactor, producing a high-quality permeate.

Keywords: intermittent aeration; membrane bioreactor; nitrogen removal; organic matter removal.

1. INTRODUÇÃO

O uso de tratamentos biológicos em conjunto com processos de separação por membranas, Biorreatores com Membranas (BRM), aplicados ao tratamento de esgoto doméstico é uma alternativa eficiente e economicamente viável para fornecer efluentes de excelente qualidade (Hoinkis et al., 2012; Subtil et al., 2013; 2014).

Os sistemas BRM apresentam diversas vantagens em relação aos sistemas convencionais de tratamento de esgoto doméstico, pois: são sistemas compactos; podem operar com maior concentração de biomassa; há menor produção de lodo excedente; operação em baixa pressão de trabalho e o efluente gerado é de alta qualidade (Judd, 2011, 2015; Wen et al., 2010; Roest et al., 2006; Schneider e Tsutiya, 2001).

Nos sistemas BRM, o tempo de detenção hidráulico independe do tempo de retenção celular ou idade do lodo e a biomassa pode ser selecionada de modo a aumentar a eficiência de biodegradação (Wen et al., 2010). A possibilidade de operação de sistemas biológicos com maior idade de lodo promove maior retenção de microrganismos com taxa de crescimento relativamente lenta, (como bactérias nitrificantes) o que aumenta a possibilidade de nitrificação. Por essa característica, observa-se a expansão da publicação de estudos recentes em tratamento de águas residuárias utilizando BRM com foco direcionado para remoção de nutrientes, como nitrogênio (Rodríguez-Hernández et al., 2014; Ding et al., 2013; Khan et al., 2013; Lin et al., 2013; Yao et al., 2013).

As formas mais comuns de nitrogênio no decorrer do tratamento de esgotos são: amônia (NH₃), íon amônio (NH₄⁺), nitrogênio gás (N₂), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio orgânico. No esgoto doméstico o nitrogênio encontra-se, principalmente, na forma amoniacal e na forma de nitrogênio orgânico, a qual consiste em uma mistura complexa de amino (NH₂⁻) compostos, incluindo proteínas e aminoácidos presentes em resíduos humanos. O nitrogênio orgânico é facilmente convertido em amoniacal por via bacteriana de decomposição por processo de amonificação. O nitrato e nitrito são formas oriundas da decomposição biológica da matéria orgânica nitrogenada. O lançamento de despejos contendo elevadas concentrações de compostos nitrogenados nos corpos d'água, causa diversos efeitos adversos, como eutrofização, toxicidade à biota e consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais na etapa de oxidação biológica, desse modo alternativas de tratamento eficientes na remoção de nutrientes têm recebido crescente atenção (Metcalf e Eddy, 2014).

Devido às diferentes condições ambientais requeridas por bactérias nitrificantes e

desnitrificantes, a remoção total de nitrogênio em estações de tratamento de esgoto convencionais é comumente atingida em sistemas com dois estágios ou em reatores sequenciais em batelada, nos quais a nitrificação e desnitrificação são atingidas por separação temporal. No entanto, estudos recentes demonstram que estas duas importantes etapas podem ocorrer em um mesmo reator em sistemas de BRM. Esse processo é denominado Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS) (Capodici et al., 2015; Vijayalayan et al., 2014; Lin et al., 2013).

De modo geral, a NDS é baseada na formação de um núcleo anóxico no interior do floco biológico e uma região aeróbia na parte externa do floco. Para que essa estrutura de floco seja atingida em sistemas BMR, utiliza-se aeração intermitente (Lin et al., 2013). Existem vários fatores que influenciam a NDS em BRM tais como estrutura, tamanho, densidade e concentração dos flocos de lodo, tempo de detenção hidráulico, concentrações da mistura de sólidos suspensos, concentração de OD, relação Alimento/Microrganismo (A/M), relação Carbono/Nitrogênio (C/N) e pH. Esses parâmetros têm forte impacto na produção das substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbiológicos solúveis (SMP), os quais são reconhecidos por estimular a formação de depósito na superfície das membranas (Guadie et al., 2014).

Estudos prévios mostraram o grande sucesso obtido na aplicação de sistemas BMR para remoção de nitrogênio de esgoto doméstico ou sintético, em escalas de laboratório, piloto e real. Contudo, informações sobre as comunidades nitrificantes em sistemas BMR e sua relação com a eficiência de nitrificação e as condições de operação ainda são escassas (Reboleiro-Rivas et al., 2015; Guadie et al., 2014; Yao et al., 2013; Villain e Marrot, 2013; Zuthi et al., 2012). Desse modo, o entendimento dos mecanismos envolvidos no processo de nitrificação e desnitrificação simultânea precisam ser melhor compreendidos para que os sistemas de tratamentos por BMR operando em condição de NDS sejam otimizados. Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar a remoção de matéria orgânica e nitrogênio por NDS de esgoto doméstico por sistema de BRM.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema aeróbio de BRM em escala piloto, com volume total de 120 L, tratando esgoto doméstico, foi investigado por 60 dias. O sistema de BRM era composto por dois tanques, sendo a recirculação do lodo do tanque de membrana feita por *air lift*. O módulo de membranas de ultrafiltração utilizado foi do tipo placa plana (*Martin System AG*) com 6,25 m² de área útil e membranas com tamanho de poro menor que 0,1 µm. O cassete de membranas possuía aeradores acoplados a sua estrutura, vazão máxima de permeado de 130 L h⁻¹ e dimensões de 42,3 x 28,9 x 80,5 cm. A razão entre os períodos de filtração e de relaxamento foi de 9:1 min/min.

A unidade piloto operou com concentração de oxigênio dissolvido e medição de pH controlados. A entrada de ar no reator foi controlada por uma válvula solenóide, mantendo a concentração de OD no reator entre 0,5 e 0,8 mg de O₂.L⁻¹. A concentração de oxigênio dissolvido no reator foi monitorada por sensor de luminescência (Thermo Scientific OD). O pH foi mantido em torno de 7,0 com dosagem de solução de hidróxido de sódio por bomba dosadora acoplada a um controlador (ECO-PH, Etatron). Um esquema da unidade piloto pode ser observado na Figura 1.

O monitoramento do potencial de oxidação-redução (POR) foi realizado por sensor (Aqua Sensor Dastatic ORP Measurement System, Thermo Scientific). Para este sensor, valores positivos indicam reações de oxidação e valores negativos indicam reações de redução. O POR foi utilizado para identificar se a atividade biológica encontrava-se em condição aeróbia, anaeróbia ou anóxica. Todos os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente.

Foram utilizados também sensores para medir temperatura, pressão (Marca Gulton) e vazão (Marca Burkert, Modelo 8611). Todos esses sensores foram conectados a um *data logger* (Marca Novus) para armazenar os parâmetros monitorados.

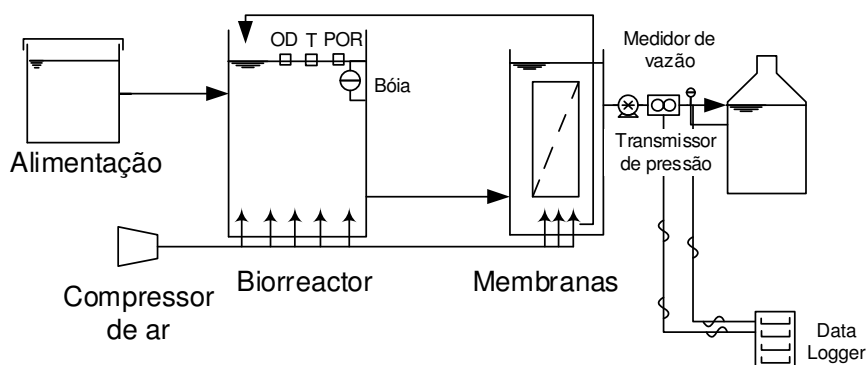


Figura 1. Esquema da unidade piloto de BMR.

Durante a operação, o controle de depósito foi feito de modo contínuo, com cisalhamento causado por passagem de ar, relaxamento de sucção das membranas e limpeza química a cada 20 dias com solução de hipoclorito de sódio (500 mg L^{-1}). Para avaliar partículas presentes no permeado, a turbidez foi monitorada com uso de turbidímetro (Marca Hach, modelo 2100Q). O monitoramento da qualidade do permeado foi feito por meio de coleta semanal de amostras e análise para avaliar parâmetros como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) (Analisador Aqualytic - Oxi Direct) e carbono orgânico total (Analisador de Carbono Orgânico da SHIMADZU), nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

As análises de demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, sólidos suspensos totais no liquor misto (SSTLM) e sólidos suspensos voláteis no liquor misto (SSVLM) seguiram metodologia preconizada no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 1995).

A quantificação de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) e das substâncias poliméricas solúveis (SPS), presentes no liquor misto do reator, foram quantificadas de acordo com metodologia apresentada por Judd (2011).

A idade do lodo (θ) foi determinada por meio da Equação 1, isolando-se o valor de θ (Grady et al., 1999).

$$V = \frac{Y_H \cdot \theta \cdot Q \cdot (S_{S0} - S_S)}{X_{BH} \cdot (1 + \theta \cdot b_{L,H})} \quad (1)$$

em que:

V é o volume do reator (L);

Y_H é a produção de biomassa em função da DQO consumida ($\text{mg DQO formada} \cdot \text{mg DQO remov}^{-1}$) sendo adotado o valor de 0,6 (Van Haandel e Marais, 1999); θ é a idade do lodo (h);

Q é a vazão ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$);

S_{S0} é a DQO afluente (mg L^{-1}) e

S_S é a DQO efluente (mg L^{-1});

X_{BH} é a biomassa heterotrófica ativa ($\text{mg DQO} \cdot \text{L}^{-1}$) e

$b_{L,H}$ é a constante de decaimento endógeno para bactérias heterotróficas (h^{-1}), sendo o valor de $b_{L,H}$ utilizado igual a $0,0028 h^{-1}$ (corrigido para $23 ^\circ C$). Segundo Van Haandel e Marais (1999), existe uma relação entre DQO e massa de sólidos em suspensão voláteis (SSV) igual a $1,5 mg DQO.mg.SSV^{-1}$, pela qual X_{BH} foi determinada.

Esse estudo foi dividido em duas etapas: partida do sistema e operação em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea. A partida do sistema durou cerca de 35 dias. O lodo utilizado como inóculo foi obtido a partir do descarte de lodo de outra planta piloto de lodos ativados tratando o mesmo esgoto doméstico. O tempo de retenção hidráulico foi de 6,5 horas.

A produção de permeado e desempenho das membranas foram avaliados por meio do fluxo, da permeabilidade e da pressão transmembrana. O fluxo das membranas, J , foi calculado de acordo com a Equação 2.

$$J = \frac{Q_p}{A_m} \quad (2)$$

em que:

J é o fluxo de permeado através das membranas ($L m^{-2} h^{-1}$),

Q_p representa a vazão de permeado ($L h^{-1}$) e

A_m a área útil das membranas (m^2). A permeabilidade das membranas, J_p , foi calculada de acordo com a Equação 3.

$$J_p = \frac{J}{\Delta P_t} \quad (3)$$

em que:

J é o fluxo de permeado ($L m^{-2} h^{-1}$) e

ΔP_t a pressão transmembrana (bar) (Judd, 2011).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Desempenho hidráulico do sistema

O fluxo médio de permeado através das membranas (Equação 2) foi em torno de $4,5 L m^{-2} h^{-1}$. A permeabilidade (Equação 3), na etapa de partida esteve em torno de $49 L m^{-2} h^{-1} bar^{-1}$ (Figura 2, lado esquerdo) e, na etapa sob condição de NDS (Figura 2, lado direito), a permeabilidade foi cerca de $30 L m^{-2} h^{-1} bar^{-1}$.

A pressão transmembrana do sistema (Figura 2) variou de 0,04 bar a 0,3 bar. A causa do aumento de pressão transmembrana pode ser atribuída à formação de depósito, por isso, sempre que foi registrado pressão superior a 0,3 bar realizou-se limpeza química das membranas com solução de hipoclorito de sódio. Sistemas BRM possuem como característica baixas pressões de operação (Judd, 2015).

A relação Alimento/Microrganismo manteve-se em $0,4 kg DBO_5.kg SSVML^{-1} dia^{-1}$. Para essa mesma relação Alimento/Microrganismo, os autores He et al. (2009) já haviam relatado remoção de NTK superiores a 90% em sistemas BRM, operando em condição de NDS.

Na Figura 3 estão os dados de permeabilidade em relação à concentração de sólidos em suspensão totais no liquor misto (SSTLM) verificados durante o período de operação do sistema.

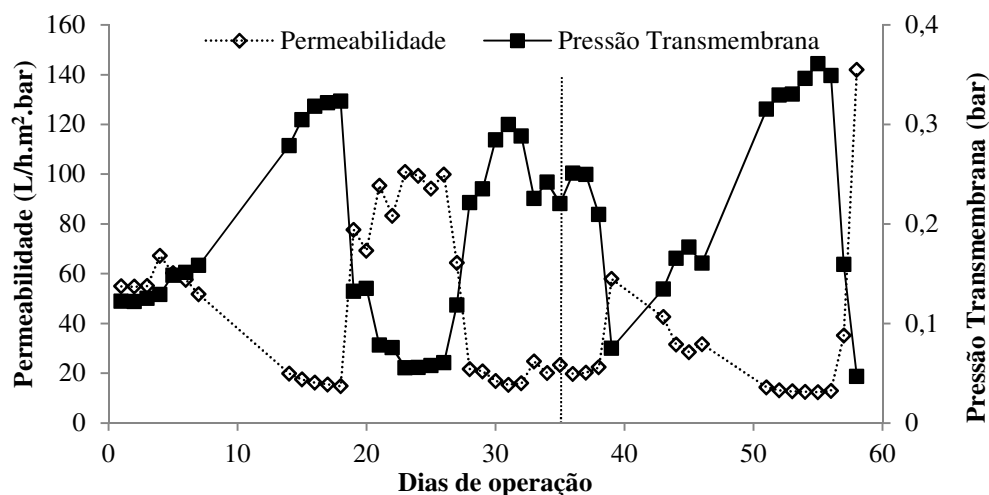


Figura 2. Variação da permeabilidade em relação à pressão transmembrana.

A concentração média de SSTLM e SSVLM durante todo o período de operação foi de 3058 mg L^{-1} e 2768 mg L^{-1} , respectivamente. Ao observar o comportamento da permeabilidade em relação à concentração de SSTLM (Figura 3), verificou-se que houve aumento da permeabilidade de 20 para valores em torno de $100 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ bar}^{-1}$ quando a concentração de SSTLM esteve próxima de 6000 mg L^{-1} . Judd (2011) já havia relatado que o desempenho hidráulico de sistemas BRM é melhor quando a operação se dá com maiores concentrações de SSTLM.

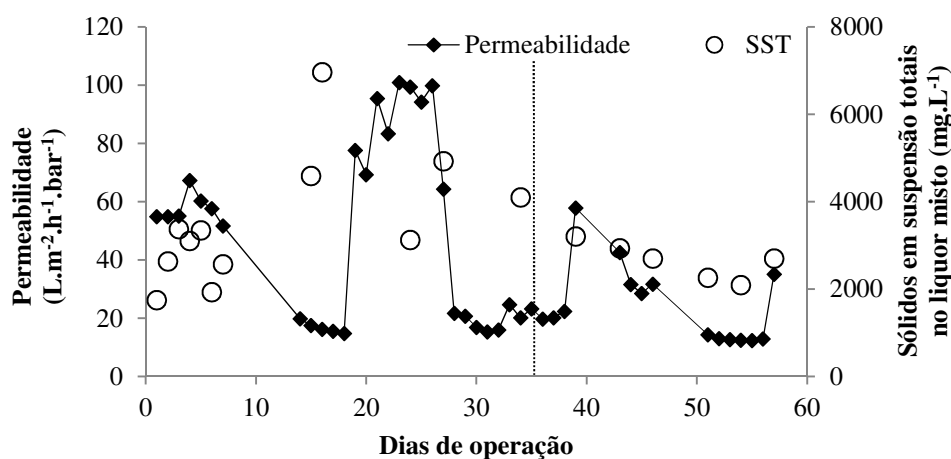


Figura 3. Variação da permeabilidade em relação à concentração de SSTLM.

As concentrações médias de SSTLM e SSVLM na etapa de partida foram: 3532 e 3190 mg L^{-1} , respectivamente (Figura 4, lado esquerdo). As concentrações médias de SSTLM e SSVLM na etapa com NDS foram: 2855 e 2528 mg L^{-1} , respectivamente (Figura 4, lado direito). A razão SSVLM/SSTLM variou entre 0,7 e 0,9, indicando que 70 a 90% dos sólidos presentes no liquor misto atuou como biomassa ativa para degradação (Figura 4). Os autores Phan et al. (2014) verificaram razão SSVLM/SSTLM em torno de 0,8 em reator operando em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea, corroborando com dados aqui verificados.

A idade do lodo foi estimada em 3 dias (Equação 1). Embora a literatura clássica relate que a desnitrificação ocorra com idades de lodo superior a 12 dias (Metcalf e Eddy, 2014), alguns autores como Capodici et al. (2015) atingiram condições de NDS em sistemas de BRM

com lodo de idade de 5 dias. Isto indica que os mecanismos envolvidos no processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, por meio da variação da concentração de oxigênio no reator, podem ser diferentes daqueles observados em sistemas nos quais estes processos ocorrem em reatores independentes.

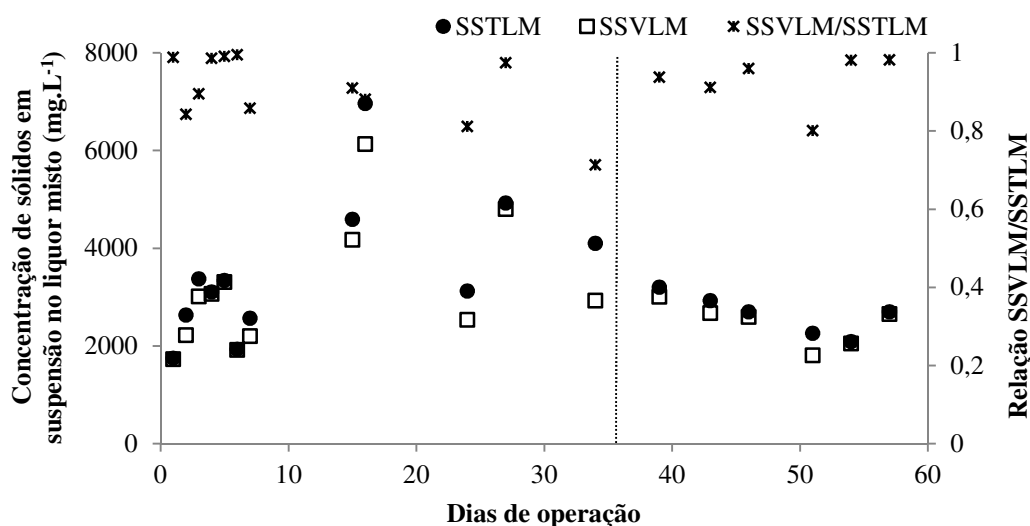


Figura 4. Variações das concentrações de SSTLM e SSVLM e razão SSVLM/SSTLM no reator BRM.

3.2. Qualidade do permeado produzido

Na Figura 5 é possível observar que a eficiência de remoção de turbidez pelo sistema BRM, foi sempre superior a 99%. Verifica-se que a turbidez do afluente não interfere na eficiência de remoção de turbidez no permeado, com turbidez média de 0,4 UNT.

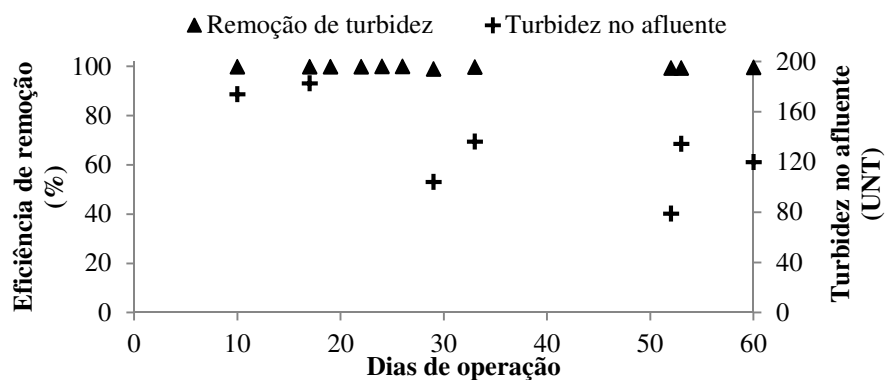


Figura 5. Eficiência de remoção de turbidez e turbidez afluente no sistema BRM.

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros médios para caracterizar a qualidade da alimentação e do permeado, bem como as eficiências médias de remoção.

A boa qualidade do permeado produzido é retratada pelas elevadas eficiências de remoção obtidas para DQO, nitrogênio amoniacal e total, sempre superiores a 80% (Tabela 1). Autores como Capodici et al. (2015) obtiveram eficiência de remoção de DQO em torno de 95% e de nitrogênio total em torno de 75%, no entanto as concentrações iniciais de nitrogênio não foram relatadas. Os autores Phan et al. (2014) também relataram eficiência de remoção de nitrogênio total superior a 80% por sistema MBR com operação sob condição de nitrificação e desnitrificação simultânea.

Tabela 1. Caracterização do efluente durante a etapa de partida do sistema.

Parâmetros	Alimentação	Permeado	Unidade	Eficiência de remoção (%)
DQO*	625 ± 26	30 ± 21	mg O ₂ /L	95
DBO ₅ *	260 ± 47	13 ± 7	mg O ₂ /L	94
NH ₃ -N*	54 ± 7,3	5 ± 5,4	mg N/L	90
NTK*	85 ± 24,1	16 ± 11,1	mg N/L	81
P-total*	6 ± 0,6	4 ± 1,1	mg P/L	33

* DQO - Demanda química de oxigênio.

DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio.

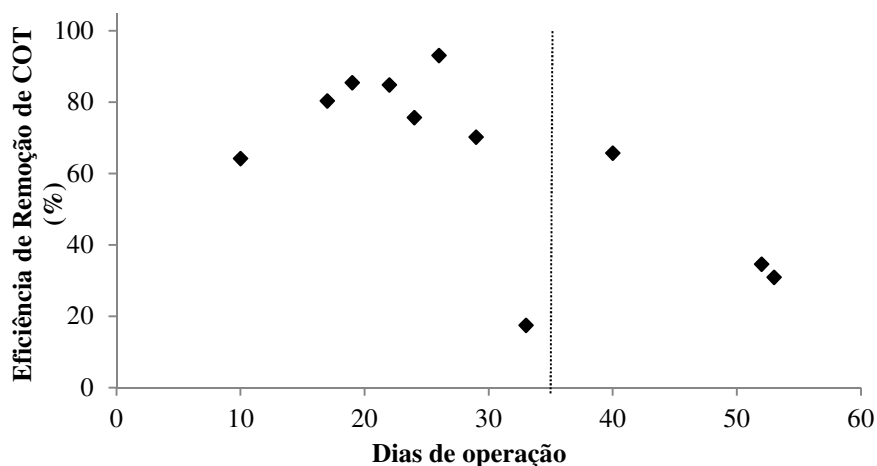
NH₃-N - Nitrogênio amoniacal.

NTK – Nitrogênio total Kjeldahl.

P-total - fósforo total.

A eficiência de remoção de fósforo de 33% representa valores típicos para sistemas de lodos ativados sem adição de produtos químicos.

As análises de carbono orgânico total (COT) revelaram concentração média de 61 mg L⁻¹ de COT no afluente e de 15 mg L⁻¹ no permeado. Na Figura 6 pode ser observado o comportamento da eficiência de remoção de COT pelo sistema de BRM durante o período de monitoramento.

**Figura 6.** Eficiência de Remoção de COT.

Houve redução na eficiência de remoção de COT após 35 dias de operação (Figura 5, lado direito). O aumento do COT no permeado sugere o acúmulo de substâncias microbiológicas solúveis de baixa degradabilidade, ou seja, a parcela solúvel das substâncias poliméricas extracelulares.

Para o sistema de BRM avaliado, a concentração média de substância polimérica extracelular (SPE) no liquor misto foi de 104 mg COT.g SSV⁻¹ e de substâncias poliméricas solúveis (SPS) foi de 31 mg COT.g SSV⁻¹, o que pode estar relacionado à menor eficiência de remoção de COT. Capodici et al. (2015) verificaram valores de SPE entre 100 e 200 mg COT.g SSV⁻¹ e para SPS, valores entre 40 e 50 mg COT.g SSV⁻¹. Assim, os valores verificados para a unidade piloto avaliada estão em acordo com o relatado na literatura. Alguns autores, como Judd (2011), acreditam que a formação de depósito nas

membranas esteja associada ao material polimérico excretado por biomassa jovem.

3.3. Remoção de nitrogênio por nitrificação e desnitrificação simultânea

Para que houvesse condições aeróbias e anóxicas no reator, houve controle da concentração de OD. Após 35 dias de operação, o sistema passou a operar em condição de NDS, pois a biomassa mostrou-se estável e a concentração máxima de oxigênio dissolvido foi mantida em $0,8 \text{ mg L}^{-1}$. Na Figura 7 podem ser observados os dados de eficiência de remoção de nitrogênio total em função da concentração de oxigênio dissolvido OD na etapa de partida (Figura 7, lado esquerdo) e de operação em NDS do sistema (Figura 7, lado direito).

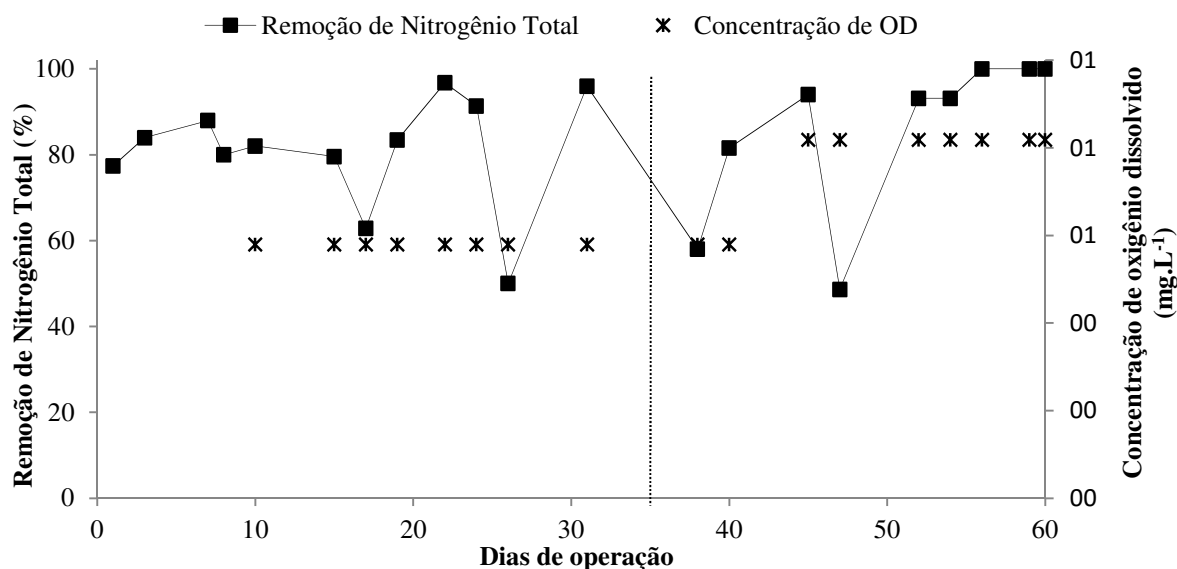


Figura 7. Remoção de nitrogênio total e variação da concentração de OD.

Tais condições tornaram possível a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea, resultando em elevada eficiência de remoção de nitrogênio total, pois a faixa de OD selecionada é um fator decisivo no balanço entre os microrganismos que atuam em conjunto para que ocorra a NDS no sistema (Capodici et al., 2015; Chen et al., 2012).

Para avaliar as condições anóxicas no reator, o potencial de óxido-redução (POR) foi monitorado. A remoção de nitrogênio total e as variações do POR podem ser observados na Figura 8.

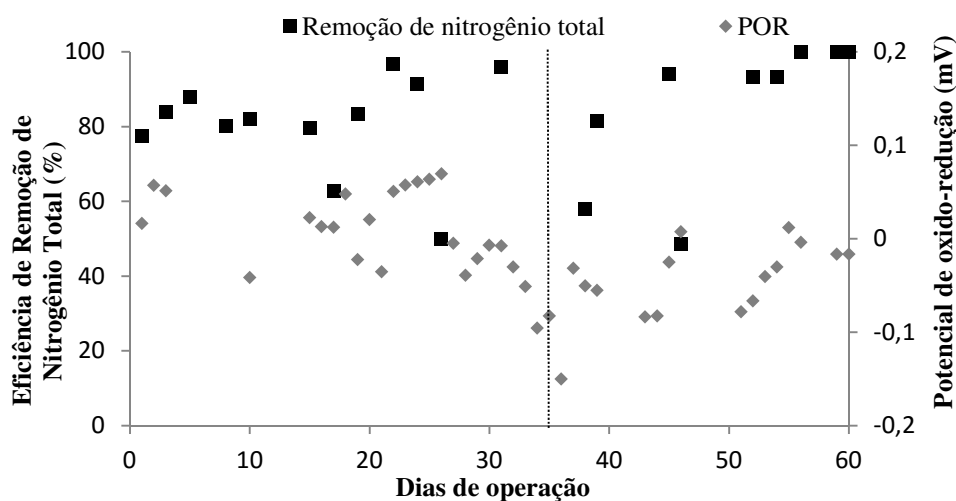


Figura 8. Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total em relação ao POR.

Ao observar a Figura 8, verifica-se que após cerca de 35 dias de operação (Figura 8, lado direito), quando a condição de NDS teve início, os dados de POR mantiveram-se entre -0,1 e 0, indicando que as condições de oxidação e redução estavam se alternando e possibilitando a NDS. A ocorrência de NDS foi confirmada quando se constatou a elevada eficiência de remoção de nitrogênio total, após 35 dias de operação (Figuras 7 e 8, lado direito).

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesse estudo demonstram que a operação de sistemas de BRM é viável sob condições de NDS, pois a unidade piloto pôde operar com elevada eficiência para remoção de matéria orgânica. Durante o estudo, a eficiência de remoção de DQO e nitrogênio total foi maior que 90%, sob condições de NDS.

Embora essa configuração de operação seja bastante eficiente, desafios operacionais como garantia de elevada produção de permeado pelas membranas ainda existem, pois em decorrência das condições de operação pode haver aumento da ocorrência de depósitos nas membranas. Desse modo, faz-se necessário mais estudos voltados para NDS em BRM para completo entendimento do processo.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de expressar sua gratidão à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (2013/06821-6) e FINEP pelo suporte financeiro e ao CIRRA – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo pela estrutura fornecida.

6. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIROMENT FEDERATION – WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, D.C., 1995.
- CAPODICI, M.; DI BELLA, G.; DI TRAPANI, D.; TORREGROSSA, M. Case study: pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: analysis of biological performance. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 398–405, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2014.11.075>
- CHEN, W.; LIU, J.; XIE, F. Identification of the moderate SRT for reliable operation in MBR. **Desalination**, v. 286, p. 263 – 267, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.desal.2011.11.033>
- DING, A.; QU, F.; LIANG, H.; MA, J.; HAN, Z.; YU, H.; GUO, S.; LI, G. A novel integrated vertical membrane bioreactor (IVMBR) for removal of nitrogen from synthetic wastewater/domestic sewage. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 908–914, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.cej.2013.01.096>
- GRADY, C. P. L.; DIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment**. 2. ed. New York: IWA; CRC Press, 1999.
- GUADIE, A.; XIA, S.; ZHANG, Z.; ZELEKE, J.; GUO, W.; NGO, H. H. et al. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresource Technology**, v. 156, p. 195–205, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2014.01.008>

- HE, S.; XUE, G.; WANG, B. Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v. 168, n. 2-3, p. 704–10, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.jhazmat.2009.02.099>
- HOINKS, J.; DEOWAN, S. A.; PANTEN, V.; FIGOLI, A.; HUANG, R. R.; DRIOLI, E. Membrane Bioreactor (MBR) Technology – a promising approach for industrial water reuse. **Procedia Engineering**, v. 33, p. 234-241, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.proeng.2012.01.1199>
- JUDD, S. **The MBR book**. 2. ed. Oxford: Elsevier, 2011. 526 p.
- JUDD, S. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, 2015. In press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.141>
- KHAN, S. J.; PARVEEN, F.; AHMAD, A.; HASHMI, I.; HANKINS, N. Performance evaluation and bacterial characterization of membrane bioreactors. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 2–7, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2013.01.140>
- LIN, J.; GUO, H.; CHEN, J.; LI, Y. Removal characteristics of pollutants in airlift intermittent circulation membrane bioreactor. **Procedia Environmental Sciences**, v. 18, p. 592 – 596, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.proenv.2013.04.080>
- METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and Resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw Hill, 2014.
- PHAN, H. V.; HAI, F. I.; KANG, J.; DAMD, H. K.; ZHANG, R.; PRICE, W. E. et al. Simultaneous nitrification/denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic–aerobic membrane bioreactor (MBR). **Bioresource Technology**, v. 165, p. 96–104, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2014.03.094>
- REBOLEIRO-RIVAS, R.; MARTÍN-PASCUAL, J.; JUÁREZ-JIMÉNEZ, B.; POYATOS, J. M.; VÍLCHEZ-VARGAS, R.; VLAEMINCK, S. E. et al. Nitrogen removal in a moving bed membrane bioreactor for municipal sewage treatment: Community differentiation in attached biofilm and suspended biomass. **Chemical Engineering Journal**, v. 277, p. 209–218, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.cej.2015.04.141>
- 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. **Bioresource Technology**, v. 152, p. 212–219, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2013.10.081>
- ROEST, H. F.; LAWRENCE, D. P.; BENTEM, A. G. N. **Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment**. London: IWA Publishing, 2006. 141 p.
- SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. São Paulo: ABES, 2001.
- SUBTIL, E. L.; MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. Comparison between a conventional membrane bioreactor (C-MBR) and a biofilm membrane bioreactor (BF-MBR) for domestic wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20140313s00002890>

- SUBTIL, E. L.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. Biorreatores com membranas submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, 2013. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1230>
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, 1999.
- VIJAYALAYAN, P.; THANH, B. X.; VISVANATHAN, C. Simultaneous nitrification denitrification in a batch granulation membrane airlift bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 95, p. 139-143, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.ibiod.2014.05.020>
- VILLAIN, M.; MARROT, B. Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 134–144, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2012.10.108>
- WEN, G.; MA, J.; ZHANG, L. **Membrane bioreactor in water treatment**. p. 195–209, 2010.
- YAO, Y. C.; ZHANG, Q. L.; LIU, Z. P. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen by a heterotrophic nitrifying–aerobic denitrifying bacterial strain in a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 83–87, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2013.05.120>
- ZUTHI, M. F. R.; NGO, H. H.; GUO, W. S. Modelling bioprocesses and membrane fouling in membrane bioreactor (MBR): a review towards finding an integrated model framework. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 119–129, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.biortech.2012.04.090>