

## II-453 - AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE UM BIORRETAOR COM MEMBRANAS SUBMERSAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS VISANDO O REÚSO DE ÁGUA

**Eduardo Lucas Subtil**<sup>(1)</sup>

Doutor em Engenharia Hidráulica e Ambiental (USP). Pesquisador do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (USP).

**Ivanildo Hespanhol**<sup>(2)</sup>

Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade de São Paulo (USP).

**José Carlos Mierzwa**<sup>(3)</sup>

Professor Livre Docente do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade de São Paulo (USP)

**Endereço**<sup>(1)</sup>: Av. Prof. Lúcio Martins Rodrigues, 120, Cidade Universitária, São Paulo-SP. CEP: 05508-020-Brasil - Tel: (11) 3039-3184 - e-mail: [eduardosubtil@gmail.com](mailto:eduardosubtil@gmail.com)

### RESUMO

As tecnologias disponíveis para o tratamento e reúso de esgotos sanitários abrangem um vasto número de opções, sendo os Biorreatores com Membranas Submersas (BRMs) considerados elementos chaves pelo papel que podem desempenhar nas medidas de conservação de água. Neste sentido, este estudo teve como objetivo apresentar um entendimento do status atual de aplicação dos BRMs, bem como apresentar os resultados de uma unidade piloto com membranas submersas do tipo placa plana tratando esgoto sanitário. Os resultados obtidos demonstraram que o sistema é capaz de produzir um efluente com elevada qualidade, sendo a concentração média remanescente no esgoto tratado de cor, turbidez, DBO<sub>5</sub> e DQO de 25 uC, 0,29 NTU, 5,5 mg O<sub>2</sub>/L e 24 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente. Além disso, as membranas de ultrafiltração utilizadas promoveram um desinfecção altamente eficiente, com remoção de 7 e 6 log de coliformes termotolerantes e *E. coli* respectivamente, resultando em um efluente praticamente isento de coliformes.

**PALAVRAS-CHAVE:** Biorreatores com membranas submersas, reúso de água, tratamento de esgoto.

### 1. INTRODUÇÃO

Através da prática de reúso, que pressupõe primariamente o uso de fontes alternativas para suprir as necessidades de água para fins não potáveis, a circulação da água pelo seu ciclo natural pode ser reduzida limitando o impacto ambiental devido à diminuição do consumo de água potável e, ao mesmo tempo, da geração de águas residuárias. Embora o reúso inclua benefícios como preservação de fontes de qualidade elevada, proteção ambiental além de benefícios econômicos e sociais (ASANO *et al.*, 2007), a sua implementação na prática enfrenta, ainda, obstáculos que compreendem aceitação pública insuficiente, riscos técnicos, econômicos e higiênicos bem como incertezas causadas pela falta de padrões, diretrizes e legislações específicas (WINTGENS *et al.*, 2005).

As tecnologias disponíveis para o tratamento e adequação das águas residuárias abrangem um grande número de opções, sendo os processos de separação por membranas considerados elementos chaves para o tratamento avançado de esgoto sanitários, sobretudo, quando o objetivo final é o reúso de água (WINTGENS *et al.*, 2005). Dentre essas tecnologias, os Biorreatores com Membranas Submersas - BRMs (*Submerged Membrane Bioreactor* – *sMBR*) são reconhecidos atualmente como opção promissora para melhorar o tratamento e implementar o reúso de águas residuárias (MELINA *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2011). A tecnologia refere-se à combinação de um processo biológico, geralmente um sistema de lodos ativados, e outro de separação por membranas de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF).

O sistema de BRMs alcançou nos últimos 15 anos uma inserção considerável no mercado de tratamento de águas residuárias, com mais de 2200 instalações espalhadas pelo mundo no ano 2004 (YANG *et al.*, 2006), com o seu valor de mercado duplicado em cinco anos durante o período de 2000 e 2005, atingindo US\$ 217 milhões, sendo esperado um aumento no seu valor de mercado de US\$ 337 milhões em 2010 para US\$ 627

milhões em 2015 (HANFT, 2011). Além disso, estima-se um crescimento médio a uma taxa anual de 13,2 % (HANFT, 2011).

O recente crescimento mundial de instalações de tratamento de esgotos sanitários por Biorreatores com Membranas Submersas, além de estar relacionada com as vantagens intrínsecas em relação ao sistema convencional de lodos ativados, especialmente pela elevada qualidade do efluente e menor área necessária para instalação do sistema, é resultado, também, da maior confiabilidade nos equipamentos de membranas, da diminuição do seu custo de investimento, melhor entendimento do processo, dos problemas de escassez de água e de legislações cada vez mais restritivas (HADLER; KULLMANN, 2010; SANTOS *et al.*, 2011). Tem sido relatado que o custo de capital, ainda relativamente elevado do sistema BRMs quando comparado com o sistema convencional de tratamento de esgoto, pode ser reduzido pela padronização dos produtos de membranas, tal como existe para osmose reversa, o que permitirá que qualquer produto de membrana de BRMs possa ser empregado dentro de um sistema existente (LESJEAN *et al.*, 2006; WILDE *et al.*, 2008; STEDMAN, 2007).

Apesar dos BRMs serem, atualmente, uma tecnologia disponível para o tratamento de esgoto sanitários, no Brasil existe, ainda, uma relutância na sua implantação. A tecnologia é geralmente vista como um investimento de alto risco quando comparado com sistemas convencionais de tratamento de esgotos sanitários. Tal fato pode ser explicado (I) pelo custo relativamente elevado do sistema de membranas (cassete), uma vez que o equipamento ainda não é fabricado no Brasil; (II) falta de mão-de-obra qualificada para operar o sistema de tratamento; (III) falta de informação técnica disponível para fornecer subsídios aos projetos que contemplem a tecnologia como opção de tratamento de esgotos sanitários; (IV) baixa contribuição científica nacional relacionada aos processos de separação por membranas e; (V) falta de incentivo público para encorajar o desenvolvimento de sistemas avançados de tratamento, especialmente para o reúso de água.

Assim, poucos são os exemplos de unidades que utilizam a tecnologia de BRMs no tratamento de águas residuárias em território nacional. Na verdade, as aplicações têm se restringido basicamente ao tratamento de efluentes industriais. Contudo, vale destacar duas obras importantes no estado de São Paulo: uma na autarquia de água e esgoto da cidade de Campinas, a Sanasa, e outra na companhia estadual paulista, a SABESP. A primeira delas localizado em Campos de Jordão, que devido a restrições legais relacionados ao lançamento de esgoto no Rio Sapucaí-Guassu, vai ser implementada com a tecnologia de BRMs. O segundo, motivado por questões de escassez hídricas, será implementado um sistema de reúso com o processo de membranas submersas para vazão de  $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  visando atender o pólo petroquímico do Grande ABC a partir do esgoto tratado proveniente da ETE ABC.

Dentro deste contexto, esse artigo tem por objetivo apresentar um entendimento do status atual de aplicação dos Biorreatores com Membranas Submersas para o tratamento de esgotos sanitários e reúso de água, ressaltando os aspectos científicos alcançados no desenvolvimento e aplicação do sistema, bem como apresentar os resultados de uma unidade piloto de membranas submersas do tipo placa plana tratando esgoto sanitário.

## **2. CARACTERÍSTICAS DO PROCESSO BRMs**

Diferente do sistema de Lodos Ativados Convencional (LAC), onde as propriedades de formação e sedimentação do lodo são relevantes, a principal força motriz para a seleção da biomassa nos Biorreatores com Membranas é sua capacidade de remoção de poluentes específicos das águas residuárias. Diante do fato que o sistema pode ser operado com elevadas concentrações de sólidos em suspensão (12 – 15 g SSTA/L) e idade do lodo, é possível obter um consórcio microbiano altamente especializado, resultando em um efluente de alta qualidade. Além disso, o sistema de BRMs é capaz de ser aplicado com todos os processos de remoção biológica de nutrientes incluindo nitrificação (XUE *et al.*, 2009), desnitrificação (PAETKAU *et al.*, 2011) e remoção biológica de fósforo (ABEGGLEN *et al.*, 2008), tornando-se uma opção de tratamento atraente quando existe a necessidade de reúso de água e restrições para o lançamento de efluente.

No processo de BRMs a barreira física imposta pelas membranas eliminou algumas limitações do sistema de LAC, sobretudo no que se refere à separação de biomassa da fase líquida. No tratamento por lodos ativado o decantador secundário é a unidade responsável pela separação dos sólidos em suspensão e, conseqüentemente,

retenção da biomassa no sistema, sendo a gravidade a força motriz deste processo. Entretanto, como a massa específica do lodo (1,02 kg/l) (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003) é muito próxima da água, baixas eficiências nos decantadores secundários com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 2 - 3 horas de sedimentações é um fenômeno comum. Esse problema está, geralmente, associada com a presença de flocos pequenos ( $< 10\mu\text{m}$ ) e de estruturas abertas, além de alta concentração de lodo no reator ( $> 5\text{g SST/L}$ ). Além disso, o conhecido *Bulking* do lodo é um dos problemas de sedimentação mais comum na operação de LAC. Suas causas são bastante complexas, podendo ser ocasionada pela baixa concentração de OD, valores baixos de pH, deficiência de nutrientes, compostos tóxicos e desnitrificação no decantador secundário.

Os Biorreatores com Membranas exploram, justamente, a elevada capacidade de separação da tecnologia de membranas para eliminar os problemas de separação de biomassa presentes nos sistemas de sedimentação por gravidade, especialmente para flocos pequenos e partículas coloidais. No decantador secundário, a força matriz, ou seja, a diferença de densidade entre o floco e a água, esta relacionada somente com a massa e estrutura do floco, o qual não é diretamente controlado. Já no processo de separação por membranas a Pressão Transmembrana (PTM) é a força motriz, podendo ser controlada através de uma bomba de sucção. Como resultado, é possível operar o sistema com altas concentrações de lodo, um curto TDH e um elevado Tempo de Retenção de Sólidos (TRS).

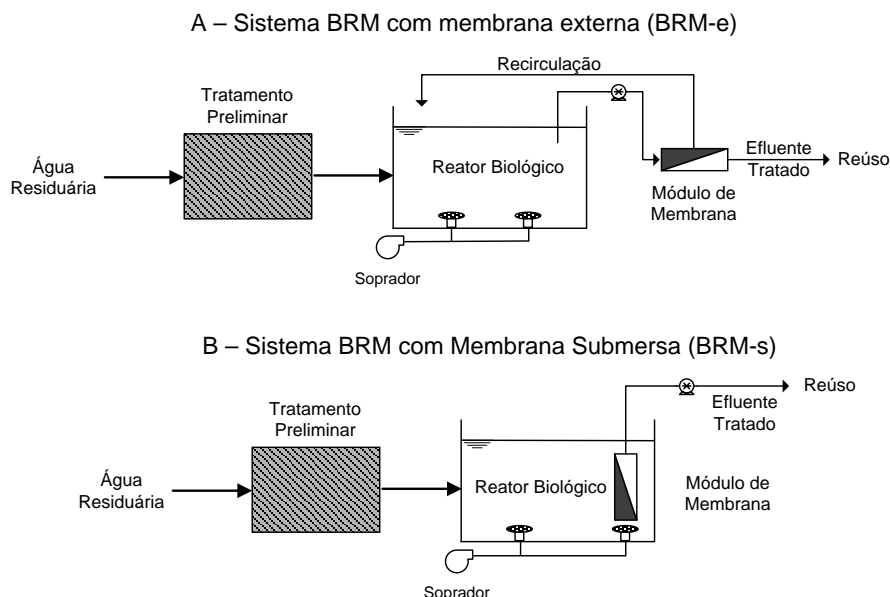
A combinação que resultou na tecnologia de biorreatores com membranas foi introduzida no final dos anos 60 por Dorr-Olivier Inc. e combinava o uso de um reator de lodos ativados com um processo de separação por membranas de fluxo tangencial (Fig. 1A) (SMITH *et al.*, 1969). Embora a ideia de substituir o decantador secundário do sistema de lodos ativados convencional fosse atrativa, era difícil justificar o uso de tal processo, pois os custos elevados das membranas, o baixo valor econômico do produto final (efluente terciário) e a perda rápida de desempenho ocasionado pelo *Fouling* faziam com que os biorreatores de membrana não fossem atrativos economicamente (LE-CLECH, 2006). A grande mudança para o sistema ocorreu em 1989 com a ideia de submergir a membrana no reator biológico (YAMAMOTO *et al.*, 1989). Até então, o sistema era concebido com a unidade de membrana instalada externamente ao reator e operavam com elevada PTM para manter a filtração. Outro passo fundamental no desenvolvimento recente dos BRMs foi operar o sistema com fluxos menores (em geral 25% menor do que aqueles da primeira geração), ou seja, menor PTM resultando em aumento da vida útil das membranas devido à redução da propensão ao *Fouling* irreversível, e a ideia de usar bolhas de ar para limpeza das membranas e controle físico do *Fouling* (Fig. 1B) (JUDD, 2006).

O menor custo operacional obtido com a configuração submersa juntamente com a redução constante dos custos das membranas levou a um crescimento exponencial de instalação de unidades de tratamento de BRMs em meados dos anos 1990 (SANTOS *et al.*, 2011). Desde então, melhorias no design e operação do sistema com membranas submersas foram introduzidas e incorporadas em estações maiores de tratamento de esgotos sanitários. Enquanto as primeiras estações de tratamento com a tecnologia de BRMs eram operadas com TRS superiores a 100 dias e uma concentração de Sólidos em Suspensão Total no Tanque de Aeração (SSTA) maiores que 30 g SSTA/L, a tendência recente é trabalhar com TRS por volta de 10-20 dias, resultando em níveis de SST de 10 – 15 g/L (FANE, *et al.*, 2010). Graças a essas novas condições operacionais, a propensão ao *Fouling* em BRMs tende a diminuir e a manutenção geral do sistema tem sido simplificada, bem como menores necessidade de limpeza das membranas.

Atualmente, a viabilidade econômica da geração atual dos BRMs depende, sobretudo, da manutenção do fluxo de permeado, principalmente pelo controle efetivo do *fouling* sem que haja um gasto elevado de energia, com valores típicos  $\leq 1,0 \text{ Kwh/m}^3$  de permeado. Os principais módulos de membranas submersas existentes para sistemas de BRMs são os de fibra-oca (*Hollow Fiber*) e os de placa plana (*Flate Sheet Membrane*). De maneira geral, os módulos baseados em membranas de fibra oca apresentam a vantagem de serem mais baratos de produzir do que os de placa plana, além de permitir a retrolavagem. Em contrapartida, devido ao menor controle hidrodinâmico dos módulos de fibra-oca, eles são mais suscetíveis ao *fouling* e requerem uma frequência maior de lavagem de limpeza. Os ciclos de retrolavagem e limpeza podem demandar até 25% da água produzida (JUDD, 2006).

As membranas utilizadas podem ser de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF). As membranas de MF possuem porosidade variando de 0.1 – 1,0  $\mu\text{m}$ , promovem elevada remoção de sólidos em suspensão incluindo a maioria das bactérias, bem como remoção parcial de vírus e macro-solutos (substâncias com alto peso molecular), sobretudo as Substâncias Poliméricas Extracelulares (SPE) produzidas pelas bactérias. Essas

substâncias são removidas por adsorção com retenção gradual na membrana, sendo um dos responsáveis pelo o fenômeno do *Fouling*. Desta forma, membranas de MF, além de reter os Sólidos em Suspensão, promovem uma remoção parcial da DBO<sub>5</sub> solúvel. Já as membranas de UF apresentam porosidade entre 0,01 – 0,1 µm. Essas membranas promovem elevada remoção de vírus, e elevada remoção de substância coloidal. Como resultado, tem-se uma maior remoção de DBO<sub>5</sub>. As membranas de UF tendem a ter uma PTM maior do que as membranas de MF, particularmente no início do ciclo operacional (JUDD, 2006).



**Figura 1: Principais configurações dos Biorreatores com Membranas.**

**Tabela 1: Principais parâmetros operacionais do sistema BRMs.**

Parâmetros Operacionais	BRMS aeróbia
Fluxo (L/m <sup>2</sup> .h)	
Instantâneo	25-35
Sustentável	15-25
Tempo de Detenção Hidráulica (h)	1 – 9
Tempo de Retenção de Lodo (d)	>10
Concentração de SSTA (g/L)	12 – 15
Pressão Transmembrana (bar)	< 0,2
Produção de lodo (kg SS/kg DQO.d)	<0,25
Relação A/M (kg DQO/kg SSTA*.d)	<0,2
Carga orgânica volumétrica (kg DQO/m <sup>3</sup> .d)	>20
Tempo de vida das membranas (anos)	5 -10
Taxa de aeração (Nm ar/m <sup>3</sup> liquor misto)	20 – 30
Consumo de energia para filtração (kWh/m <sup>3</sup> )	0,2 – 0,4
1. Para aeração da membrana (%)	80 – 90
2. Bombeamento para extração do permeado (%)	10 – 20
Tamanho da estação (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,4 – 1,0

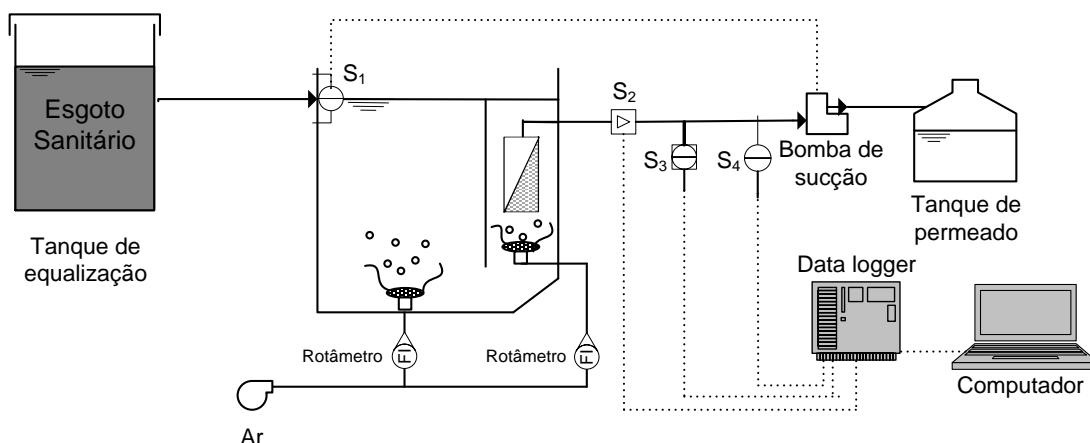
\*Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração

Adaptado: Judd (2006); Wisniewski, (2006).

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

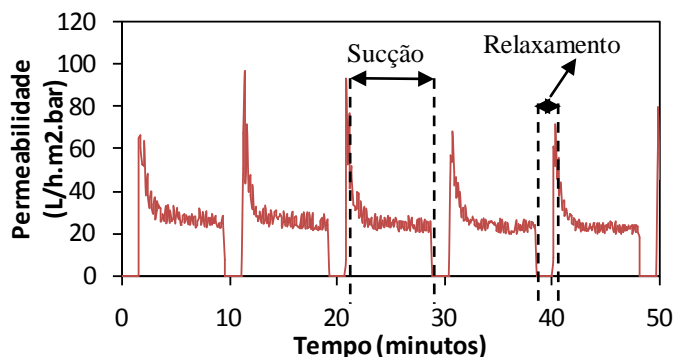
#### 3.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

A unidade piloto de membrana submersa utilizada neste estudo encontra-se localizada no Centro Internacional de Referência em Reúso de Água - CIRRA da Universidade de São Paulo (USP). O reator foi alimentado com esgoto sanitário, gerado na moradia estudantil e no restaurante universitário do campus São Paulo da USP. O esgoto chegava na estação de tratamento localizada no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH-USP), onde passava por um tratamento preliminar, composto por grade mecânica e desarenação. Após o tratamento preliminar, o esgoto era armazenado em um tanque de equalização e transferido para o sistema de BRMs por gravidade (Figura 3.1).



**Figura 3.1:** Fluxograma da unidade piloto de MBR, onde: S<sub>1</sub> - sensor de nível; S<sub>2</sub> - sensor de vazão; S<sub>3</sub> sensor de pressão e S<sub>4</sub> - sensor de temperatura.

A unidade piloto foi fabricada em acrílico com o tanque biológico separado do tanque de membrana, sendo o volume do reator biológico de 150 litros. A sucção do efluente tratado, ou seja, o permeado, era feito por uma bomba peristáltica conectada ao *mainfold* do cassete de membranas. O sistema era operado sobre um ciclo de 8 minutos de sucção e 1,6 minutos de relaxamento (Fig. 3.2). Na linha de sucção havia um sensor de vazão do tipo turbina (5 - 100 L/h, marca Burkert modelo 8031) conectado a uma eletrônica de parede, um sensor de pressão (-1 a 1 bar) e termopar para obtenção de dados de temperatura (0 - 100 °C). Todos esses instrumentos estavam conectados ao painel onde havia instalado um data logger que registrava e armazenava esses dados a cada 30 segundo. A aeração do sistema era feita continuamente por um compressor através de dois difusores de bolha fina (diâmetro de 230 mm e membrana de EPDM), um para aeração da biomassa em suspensão com um fluxo médio de 7,0 L ar/min e outro para limpeza das membranas com vazão de 10 L ar/min.



**Figura 3.2:** Procedimento operacional adotado para controle físico do *fouling*.

### 3.2. MÓDULO DE MEMBRANA

Conforme apresentado na Figura 1 o sistema estava equipado com um módulo de membrana submersa do tipo placa plana, o qual era composto por membranas poliméricas (PVDF) de Ultrafiltração. O sistema de membranas de placa plana foi desenvolvido no CIRRA, sendo feito através da usinagem de placas de PVC, onde eram conformados canais que drenavam o efluente tratado até o ponto de coleta. A vedação das membranas na placa foi realizada por meio de uma resina Epóxi, sendo fixados espaçadores entre a placa e a membrana. Após a fixação da membrana foram feitos teste de estanqueidade com ar.

### 3.3. ANÁLISE DO FLUXO

A grau de fouling nas membranas foi medido utilizando o modelo de resistência em série (CHERYAN, 1998), expresso pelas equações 1, 2 e 3.

$$J = \frac{Q_p}{A_m} \quad (1)$$

$$R_t = \frac{\Delta P_t}{nJ} \quad (2)$$

$$R_t = R_m + R_f \quad (3)$$

Onde  $J$  é o fluxo de permeado da membrana ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{s}$ ),  $Q_p$  é a vazão de permeado ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ),  $A_m$  é a área superficial da membrana ( $\text{m}^2$ ),  $\Delta P_t$  é a Pressão Transmembrana (PTM) (Pa),  $n$  é a viscosidade do permeado (Pa s),  $R_t$  é a resistência total ( $\text{m}^{-1}$ ),  $R_m$  é a resistência da membrana ( $\text{m}^{-1}$ ) e  $R_f$  é a resistência total devido ao *fouling* que inclui também a resistência devido a camada gel ( $\text{m}^{-1}$ ).

### 3.4. MÉTODOS ANALÍTICOS

Os parâmetros monitorados durante todo período experimental encontra-se apresentado na Tabela 3.1. O sistemas foi operado com uma idade do lodo em suspensão de 15 dias, controlado pelo descarte de excesso do lodo através de uma bomba submersa acionada periodicamente por um timer. Os parâmetros monitorado durante todo o experimento são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Parâmetros monitorados durante o experimento.

Parâmetros	Descrição
Cor	Espectrofotômetro - Marca Micronal
Turbidez	Turbidímetro - Marca Hach
pH	Método eletrométrico - pH-metro Quimis
DQO	Standard Methods, 2005
DBO	Respirometria - Aqualytic AL606
SST	Standard Methods, 2005
SSV	Standard Methods, 2005
Coliformes Totais	Colilert

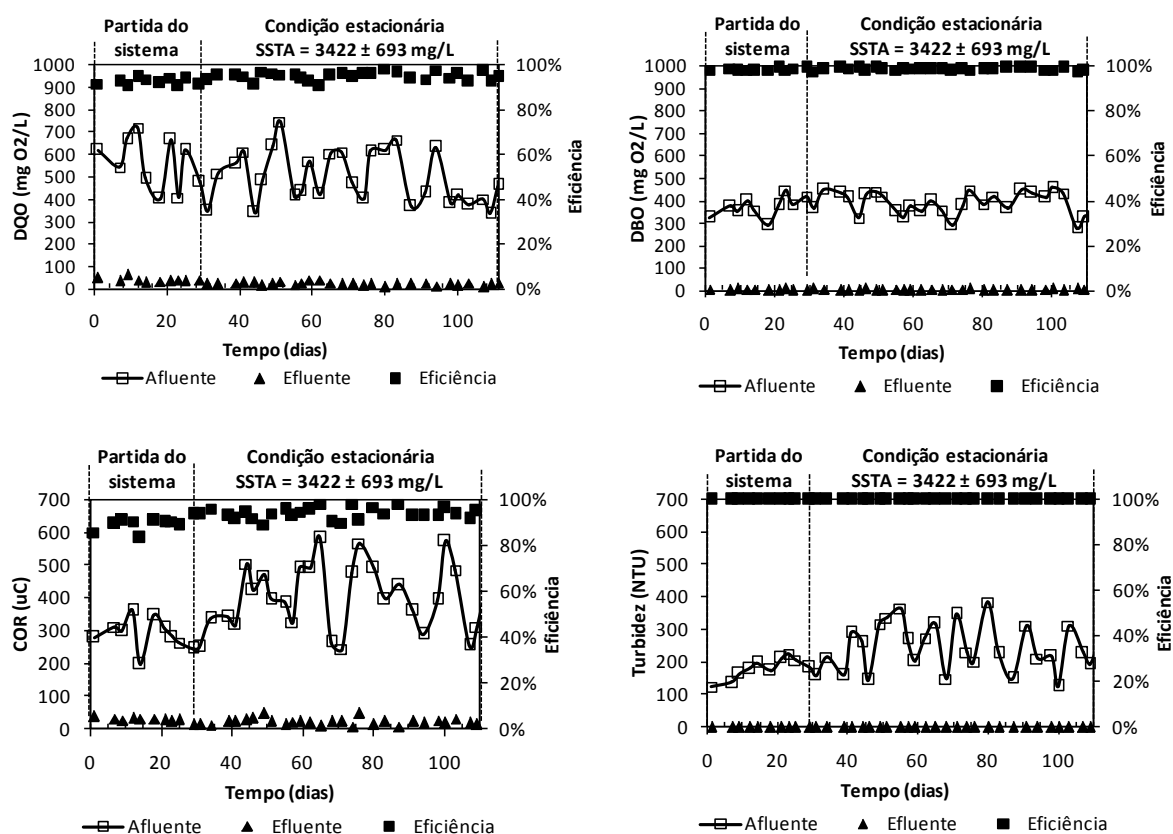
## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. DESEMPENHO DO SISTEMA MBR

Parâmetros como turbidez e cor fornecem um indicativo dos aspectos estéticos da água e são cada vez mais aceitos como variáveis físico-químicas para o monitoramento da qualidade da água de reúso, devido a seu baixo custo, fácil análise e a extensão das informações que eles fornecem (SALGOT *et al.*, 2006). A utilização de membranas de MF ou UF, no tratamento de esgotos sanitários, tem grande potencial de clarificação do efluente. Neste estudo, pode-se observar (Figura 4.1) que de fato a separação de sólidos pelas membranas foi altamente eficiente durante todo o período avaliado com rejeição quase total de sólidos em suspensão, indicado pelos resultados de turbidez. A eficiência de remoção de turbidez do sistema foi de 99,9%, resultando em um

efluente com concentração média de  $0,29 \pm 0,2$  NTU, com valores variando de 0,67 a 0,11 NTU. Eficiências elevadas também foram obtidas para cor que, após o sistema atingir condições estáveis de operação, apresentou remoção média de 93% e uma concentração remanescente de  $25,5 \pm 9,5$  uC. Além disso, pode-se observar que a qualidade do efluente tratado mostrou-se praticamente independente da qualidade do afluente.

Outro parâmetro avaliado nesse estudo foi a remoção de matéria orgânica, conforme apresentado na Figura 4.1. Os resultados referem-se a partida do sistema e a operação em condições estáveis de operação, que foi inoculado com lodo proveniente de outra unidade piloto de LAC alimentada com a mesma água residuária, resultando em uma concentração inicial de SSTA de  $784 \pm 56$  mg/L, e durante condições estáveis de operação com uma concentração média de SSTA de  $3422 \pm 693$  mg/L. Pode-se observar que independente da variação de matéria orgânica do esgoto bruto (DQO filtrada variando de 337 e 746 mg/L), a concentração de DQO no esgoto tratado foi bastante reduzida, sendo sempre inferior a 52 mg  $O_2$ /L, mesmo durante a partida do sistema, onde a concentração de SSTA era significativamente inferior. Os resultados obtidos em condições estacionárias demonstram o potencial do sistema BRMs na remoção de matéria orgânica, produzindo um efluente com concentração média de  $24 \pm 7$  mg  $O_2$ /L de DQO que corresponde a 95% de remoção. No caso da DBO a remoção foi ainda mais significativa com uma concentração média de  $5,4 \pm 1,8$  mg de  $O_2$ /L alcançando 99% de remoção.

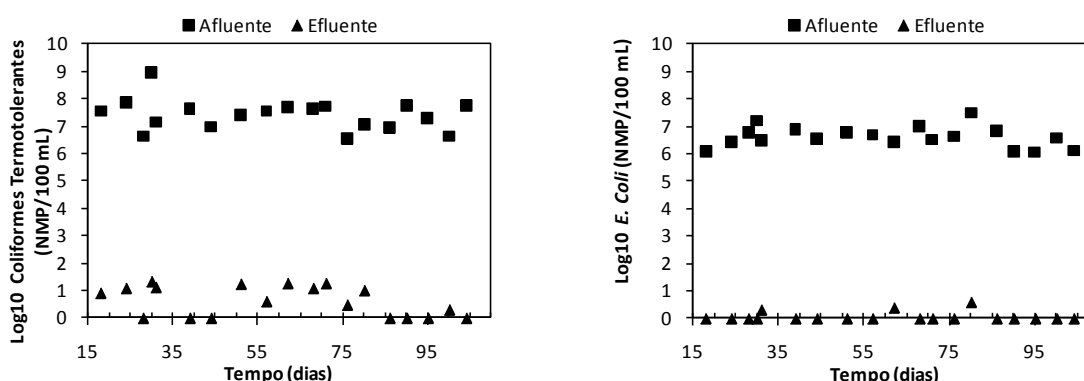


**Figura 4.1: Variação temporal da concentração de matéria orgânica no esgoto bruto (afluente) e efluente do BRMS.**

A matéria orgânica remanescente no esgoto tratado pelo BRMs inclui, sobretudo, a fração de matéria orgânica solúvel não biodegradável que não é convertida no reator biológico e acaba passando pela membrana, resultando em uma concentração mínima. Baixas concentrações de compostos orgânicos solúveis em efluentes de BRMs tratando esgoto sanitário têm sido relatadas na literatura por diversos autores (ARÉVALO *et al.*, 2009; KENT *et al.*, 2011). Alguns autores têm relacionado este fato com a capacidade das membranas no BRMs em reter alguns compostos orgânicos coloidais e que acabam ficando retidos no sistema. Uma vez que todos constituintes rejeitados pela membrana permanecem no reator biológico para um determinado TRS, estes compostos podem ficar por períodos de tempos mais longos do que em sistemas convencionais, dando-lhes

mais tempo para ser degradado (NG; HERMANOWICZ, 2005; MASSE *et al.*, 2006; DONG; JIANG, 2009). Outra possibilidade, conforme sugerida por Tao *et al.* (2005), é a redução do poro efetivo da membrana causada pela camada de depósito na sua superfície (denominada também como camada gel). O autor encontrou que a remoção de COT pelo BRMs foi drasticamente reduzido após a realização da limpeza química com hipoclorito de sódio, indicando, assim, que a formação da camada gel na superfície das membranas em um BRMs podem elevar a remoção de macromoléculas orgânicas.

Além da clarificação do efluente e remoção de matéria orgânica a presença de organismos patogênicos representa, ainda, à ameaça mais comum a reutilização de esgotos sanitários, haja vista a grande concentração de espécies potencialmente infecciosas que estão presentes nos efluentes das estações de tratamento com nível secundário e os riscos associados ao manejo deste efluente em função do tipo de reuso (ROJAS-VALENCIA *et al.*, 2011; LEVERENZ; ASANO, 2011). Nesse sentido, as membranas de MF e UF utilizadas em BRMs são altamente efetivas na retenção de bactérias (ROJAS, *et al.*, 2008; ARÉVALO *et al.*, 2012), fato este confirmado por este estudo. Os resultados apresentados na Figura 4.2 demonstram que o efluente produzido pelo sistema de membranas submersas apresentava uma concentração final média de Coliformes Termotolerantes (CT) de  $9,3 \pm 6,3$  NMP/100 mL, enquanto que para *E. coli* a concentração final no efluente foi de  $1,8 \pm 1,2$  NMP/100 mL, ou seja, uma remoção de 7 e 6 logs para coliformes termotolerantes e *E. coli*, respectivamente. Resultados semelhante foram observados por Komesli *et al.* (2007) e Arévalo *et al.* (2009). Tendo em vista que a o diâmetro do poro da membrana é, geralmente, muito menor que o tamanho das bactérias, Gomes *et al.* (2006) investigaram a origem de indicadores de contaminação fecal em efluentes de BRMs com membranas de Ultrafiltração e concluíram que as bactérias presentes no permeado não haviam atravessado a membrana, uma vez que o tamanho dos poros da membrana era aproximadamente 100 vezes menor do que as bactérias, mas sim, eram resultado, da contaminação da zona do permeado devido ao baixa frequência de limpeza do sistema. De fato, tem sido relatado que as membranas promovem a desinfecção do esgoto, sendo necessário a cloração apenas para evitar que ocorra contaminação do efluente tratado e o a possibilidade de desenvolvimento de organismos patogênicos.



**Figura 4.2:** Variação temporal de coliformes termotolerantes e *E. coli* no esgoto bruto e no efluente do BRMS.

**Tabela 4.1:** Características do esgoto bruto e do efluente tratado pelo BRMs.

Parâmetro	Esgoto Bruto			Efluente BRMS		
	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo
Cor (uC)	418	584	197	25	50	9
Turbidez (NTU)	251	383	123	0,29	0,85	0,05
DBO (mg/L)	383	458	277	5,5	9	2
DQO (mg/L)	514	746	337	24	51	10
C.T. <sup>1</sup> (NMP/100 mL)	$2,7 \times 10^7$	$9,1 \times 10^8$	$3,4 \times 10^6$	9,3	21	0,0
<i>E. Coli</i> <sup>1</sup> (NMP/100 mL)	$4,1 \times 10^6$	$3,1 \times 10^7$	$1,1 \times 10^6$	1,8	4,0	0,0

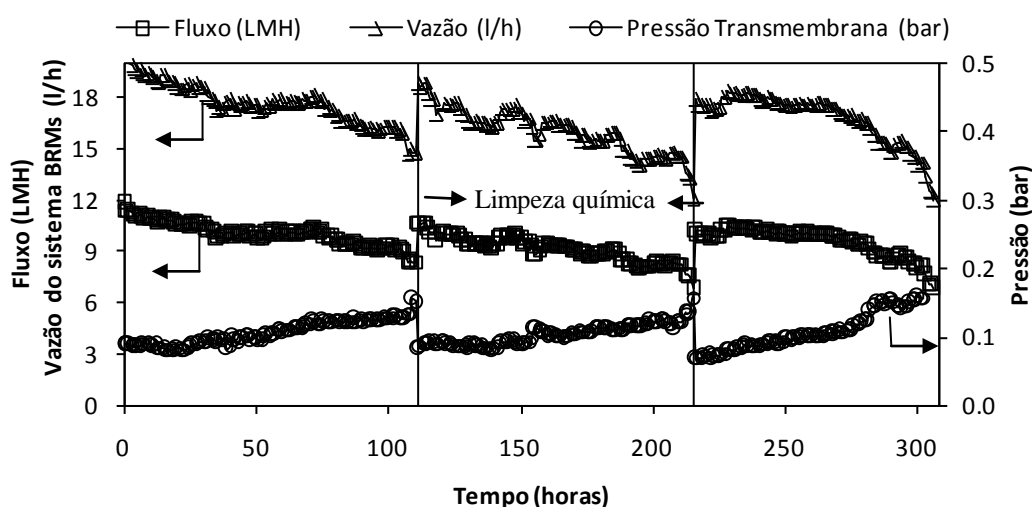
<sup>1</sup>Média geométrica.

## 4.2. DESEMPENHO HIDRÁULICO DAS MEMBRANAS

Para manutenção do fluxo de permeado e redução do potencial de *fouling* irreversível das membranas adotou-se como parâmetro controle a pressão transmembrana, estabelecendo-se o valor máximo de 0,15 bar para realização de limpeza química de manutenção. Na figura 4.3 é apresentada a variação temporal da vazão (L/h) do sistema BRMs, do fluxo das membranas (L/m<sup>2</sup>.h) e da pressão transmembrana. Os resultados referem-se ao desempenho das membranas durante três ciclos consecutivos de operação, caracterizado por uma limpeza química de manutenção com uma solução de NaOH a 4%. Conforme resultados apresentados na Tabela 4.2, durante condições estáveis foi possível operar o sistema com uma vazão média de  $16,8 \pm 1,3$  L/h o que correspondia a uma taxa de produção de  $9,7 \pm 0,7$  L/m<sup>2</sup>.h. O intervalo de limpeza química de manutenção duraram em média 105 horas, ou seja, a cada 4,3 dias foi necessário a realização de uma limpeza química para recuperação do fluxo e reduzir o potencial de *fouling* irreversível das membranas.

**Tabela 4.2: Características hidráulicas das membranas durante o período experimental.**

Parâmetro	Valor	Unidade
Vazão do BRMS	$16,8 \pm 1,3$	L/h
Fluxo	$9,7 \pm 0,7$	L/m <sup>2</sup> .h
Permeabilidade	$94 \pm 24$	L/m <sup>2</sup> .h.bar
Resistência Total (Rt)	$4,5 \times 10^{12}$	m <sup>-1</sup>
Resistência da membrana (Rm)	$2,5 \times 10^{12}$	m <sup>-1</sup>
Resistência do Fouling (RF)	$2,0 \times 10^{12}$	m <sup>-1</sup>
Rm/Rt	0,55	-
Rf/Rt	0,45	-



**Figura 4.3: Variação da vazão de permeado do sistema (l/h), fluxo das membranas (L/m<sup>2</sup>.h) e da pressão durante dois ciclos completos de operação.**

## 5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que os Biorreatores com Membranas Submersas podem se tornar um elemento-chave nos esquemas sanitários de recuperação e reúso de esgotos sanitários. O sistema é capaz de produzir um efluente de elevada qualidade e com características constantes, praticamente independente da qualidade do afluente. Deve-se destacar também que as membranas promovem uma desinfecção efetiva do efluente, reduzindo o risco de contaminação biológica pela reutilização do efluente tratado.

Apesar dos benéficos e vantagens intrínsecas dos BRMs e do papel que a tecnologia pode desempenhar na conservação dos recursos hídricos, a sua adoção como opção sustentável no tratamento de esgoto sanitário em

escala real, sobretudo no cenário nacional, representa, ainda, um desafio para a engenharia sanitária. Muitas áreas como o controle efetivo de *fouling*, redução dos gastos energéticos com a aeração das membranas, pré-tratamento, definição de procedimentos operacionais e parâmetros de projetos precisam ser estabelecidos e otimizados para superar as desvantagens do sistema e fornecer suporte para os projetos que contemplem a tecnologia como opção de tratamento.

## 6. AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer o suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), fundamental, para o desenvolvimento da pesquisa.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABEGGLEN, C.; OSPELT, M.; SIEGRIST, H. (2008). Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater. *Water Research*, v. 42, p. 338 – 346.
2. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (2005). 21st ed. New York, USA.
3. AREVALO, J.; GARRALON, G.; PLAZA, F.; MORENO, B.; PEREZ, J.; GOMEZ, M.A. (2009). Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): a comparative study. *Desalination*, v. 243, p. 32–41.
4. AREVALO, J.; RUIZ, L.M.; PARADA-ALBARRACÍN, J.A.; GONZÁLEZ-PÉREZ, D.M.; PÉREZ, J.; MORENO, B.; GÓMEZ, M.A. (2012). Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration? *Desalination*.
5. ASANO, T. et al. *Water reuse, issues, technologies, and applications*. New York: Metcalf & Eddy/AECOM, eds., McGraw Hill, 2007.
6. CHERYAN, M. (1998). *Ultrafiltration and Microfiltration Handbook*. Florida : CRC PRESS, 1998.
7. DONG, B.; JIANG, S. (2009). Characteristics and behaviors of soluble microbial products in sequencing batch membrane bioreactors at various sludge retention times. *Desalination*, v. 243, p. 240–250.
8. FANE, A.G.; ZHANG, J.S.; NG, C.A. (2010). Improving the performance of MBRs. IWA Regional Conference and Exhibition on Membrane Technology & Water Reuse, 18-22 October 2010, Istanbul-Turkey.
9. GÓMEZ, M.; DE LA RUA, A.; GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; HONTORIA, E.; GÓMEZ, M.A. (2006). Urban wastewater disinfection by filtration Technologies. *Desalination*, v. 190, p. 16–28.
10. HADLER, J.; KULLMANN, C. (2010). Large-scale membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. IWA Regional Conference and Exhibition on Membrane Technology & Water Reuse, 18-22 October 2010, Istanbul-Turkey.
11. HANFT, S. (2011). *Membrane Bioreactors: Global Markets (MST047C)*. s.l. : BCC Research.
12. JUDD, S. *The MBR Book. Principles and Applications of Membrane Bioreactors*, in *Water and Wastewater Treatment*, Elsevier, 2006.
13. KENT, F.C.; CITULSKI, J.; FARAHBAKHS, K. (2011). Water reclamation using membranes: Permeate water quality comparison of MBR and tertiary membrane filtration. *Desalination*, v. 274, p. 237–245.
14. KOMESLI, O.K.; TESCHNER, K.; HEGEMANN, W.; GOKCAY, C.F. (2007). Vacuum membrane applications in domestic wastewater reuse. *Desalination*, v. 215, p. 22-28.
15. LESJEAN, B.; LEIKNES, T.; HOCHSTRAT, R.; SCHORIES, G.; GONZALEZ, A.G. (2006). MBR: Technology gets timely EU cash boost. *Filtration and Separation*, v. 43, p. 20–23.
16. LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T.A.G. (2006). Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, V. 284.
17. LEVERENZ, H.L.; ASANO, T. (2011). *Wastewater Reclamation and Reuse System*. *Treatise on Water Science*, v. 4, p. 63–71.
18. MASSE, A.; SPERANDIO, M.; CABASSUD, C. (2006). Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Research*, v. 40, p. 2405–2415.
19. MELINA, T.; JEFFERSON, B.; BIXIOC, D.; THOYEC, C.; DE WILDEC, W.; DE KONINGD, J.; VAN DER GRAAF, J.; WINTGENSA, T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, v. 187, p. 271–282.

20. NG, Y.; HERMANOWICZ, S.W. (2005). Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. *Water Research*, v. 39, p. 981–992.
21. PAETKAU, M.; CICEK, N. (2011). Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification–denitrification membrane bioreactor. *Desalination*, v. 283, p. 165–168.
22. ROJAS, J.C.; MORENO, B.; GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, M.A. (2008). Potabilization of low NOM reservoir water by ultrafiltration spiral wound membranes. *J. Hazard. Mater.*, v. 158, p. 593–598.
23. ROJAS-VALENCIA, M.N.; ORTA DE VELÁSQUEZ, M.T.; FRANCO, V. (2011). Urban agriculture, using sustainable practices that involve the reuse of wastewater and solid waste. *Agricultural Water Management*, v. 98, p. 1388–1394.
24. SALGOT, M.; HUERTAS, E.; WEBER, S.; DOTT, W.; J. HOLLENDER. (2006). Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, v. 187, p. 29–40
25. SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S.J. (2011). Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation. *Desalination*. 2011, v. 273.
26. SMITH, C.V.; DIGREGORIO, D.; TALCOTT, R.M. (1969). The use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation, in: *Proceedings of the 24th Annual Purdue Industrial Waste Conference*.
27. STEDMAN, L. (2007). Europe's drive to standardise MBRs. *Water* 21, p. 22–23.
28. TAO, G.; KEKRE, K.; WEI, Z.; LEE, T.C.; VISWANATH, B.; SEAH, H. (2005). Membrane bioreactors for water reclamation. *Water Sci. Technol.*, v. 51, p. 431–440.
29. TCHOBANOGLOUS, G., F.L. BURTON, AND H.D. STENSEL. (2003). *Metcalf & Eddy, Inc.'s Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, 4th Edition, p. 1819, McGraw-Hill, Inc., New York.
30. WILDE, W.; RICHARD, M.; LESJEAN, B.; TAZI-PAIN, A. (2008). Towards standardisation of the MBR technology? *Desalination*, v. 231, p. 156–165.
31. WINTGENS, T.; MELIN, T.; SCHÄFER, A. I.; MUSTON, M.; BIXIO, D.; THOEYE, C. (2005). The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse, *Desalination*, v. 178, p. 1–11.
32. WISNIEWSKI, C. (2007). Membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, v. 203, p. 15–19.
33. XUE, Y.; YANG, F.; LIU, S.; FU, Z. (2009). The influence of controlling factors on the start-up and operation for partial nitrification in membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, v. 100, p. 1055–1060.
34. YAMAMOTO, K.; HIASA, M.; MAHMOOD, T.; MATSUO, T. (1989). Direct solid–liquid separation using hollow fiber membrane in an activated-sludge aeration tank. *Water Sci. Technol.*, v. 21, p. 43–54.
35. YANG, W.B.; CICEK, N.; ILG, J. (2006). State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. *Journal of Membrane Science*, v. 270, 201–211.