

II-309 - DESEMPENHO DE REATORES BIOLÓGICOS COM LEITO MÓVEL NO PÓS-TRATAMENTO DE REATOR ANAERÓBIO

Flávia Vitoi Rosa de Souza⁽¹⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Engenheira Química na empresa Sanevix Engenharia Ltda.

Rosane Hein de Campos⁽²⁾

Engenheira Civil pela Universidade Católica de Pelotas. Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Cristiane Pereira Zdradek⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS). Mestre em Engenharia e Ciência de Alimentos pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS). Doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (IFES).

Endereço⁽¹⁾: Rua Carijós, 555 – Jardim da Penha- Vitória - ES - CEP: 29060-700 - Brasil - Tel: (33) 99954-7530 - e-mail: flaviavittoi@gmail.com

RESUMO

Esse trabalho avaliou o desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR) como pós-tratamento de sistema anaeróbico, caracterizando o meio suporte utilizado e determinando os principais parâmetros utilizados para projeto de estações de tratamento de esgoto do tipo MBBR. O sistema de bancada funcionou durante 152 dias, e era composto por dois reatores MBBR que operavam com quatro diferentes configurações, ou seja, 2 e 4 horas de tempo de detenção hidráulica e 50 e 70% de percentual de meio suporte. Os pilotos foram alimentados com efluente sintético com concentração de DQO afluente média de 200 mg.L⁻¹ e oxigênio dissolvido mantido em 2,0 mg.L⁻¹. A determinação da área superficial específica média do meio suporte encontrada foi de 507 m².m⁻³ e verificou-se que a biomódia foi de 507 m².m⁻³ e verificou-se que a biomódia foi capaz de reter elevada quantidade de biomassa em sua superfície, atingindo valores de até 14,6 gSV.m⁻² e 6,0 gSV.m⁻², para a condição de 50% e 70% de recheio, respectivamente. A eficiência de remoção de DQO variou de 66,7% a 75,9%, porém, segundo teste ANOVA, não ocorreu diferença estatística significativa entre as quatro fases. A carga orgânica superficial aplicada (COS) variou de 4,69 a 10,28 gDQO₅.m⁻².dia⁻¹, sendo observada relação linear com a eficiência do tratamento. Também foi observada a ocorrência da nitrificação parcial do efluente, atingindo até 45,9% de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal. Foi possível concluir que o MBBR é eficiente no pós-tratamento de reator anaeróbico, sendo capaz de obter eficiência de remoção global média de DQO superior a 90%, para ambos os recheios utilizados (50% e 70%), sendo a opção mais vantajosa economicamente, no tratamento de efluentes domésticos, com 50% de recheio e TDH de 2 horas.

PALAVRAS-CHAVE: MBBR, Polimento de Anaeróbico, Tratamento Secundário, Material Suporte.

INTRODUÇÃO

O sistema de tratamento de esgoto por via anaeróbia, apesar de ter inúmeras vantagens, principalmente quando utilizado em regiões de clima quente, não consegue produzir efluente com as características impostas pela legislação, ou que estejam compatíveis com a capacidade de autodepuração do corpo receptor. Sendo assim, é necessária uma etapa de pós-tratamento para garantir eficiências de remoção de matéria orgânica superiores a 70% (VON SPERLING, 1996).

Os sistemas de tratamento de esgoto do tipo anaeróbico-aeróbico geralmente são utilizados quando o tratamento anaeróbico não atinge os padrões de lançamento. Essa configuração em série dos dois tipos de reatores possui diversas vantagens, como: menor produção de lodo; menor consumo de energia elétrica, possibilidade de

reaproveitamento do biogás; elevada eficiência de remoção da matéria orgânica e de sólidos em suspensão, bem como dispensa a necessidade de sistema de adensamento e digestão de lodo (CHERNICHARO, 2006).

O processo de tratamento utilizando o reator biológico com leito móvel (MBBR) se baseia na introdução de meio suporte de elevada área superficial, conhecido por biomídia, em tanques de aeração de sistemas do tipo lodos ativados. Sendo assim, é possível obter elevadas concentrações de biomassa nos reatores, devido à presença tanto de biomassa suspensa quanto da aderida. Essa tecnologia surgiu na década de 90 e tem sido muito utilizada para o upgrade de estações de tratamento de esgoto (ETE) já existentes, visto que possui um volume inferior ao do sistema de lodos ativados (ØDEGAARD, 2004).

O tempo de detenção e o percentual de recheio são parâmetros importantes utilizados nos projetos de ETes tipo MBBR, e que impactam diretamente na eficiência da estação (MCQUARRIE E BOLTZ, 2011). A escolha correta desses parâmetros possibilita a otimização no projeto dos sistemas de tratamento, pois além da confiabilidade do produto, é possível construir ETes com o menor tamanho possível, fazendo com que seu custo se torne competitivo e acessível ao mercado, possibilitando uma maior cobertura de tratamento de esgoto, preservando o meio ambiente e promovendo a saúde pública.

OBJETIVOS

Avaliar o desempenho de reatores biológicos com leito móvel (MBBR) para o tratamento de efluente sintético com características similares ao efluente de um reator anaeróbio, quando submetido a diferentes condições operacionais.

Objetivos específicos: avaliar as características e o desempenho do meio suporte utilizado; determinar a remoção potencial de DQO e a carga orgânica superficial DQO em cada experimento; definir as condições ótimas de TDH e percentual de recheio.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para avaliar o desempenho do reator MBBR, foram confeccionados dois pilotos que funcionaram em paralelo, sendo cada um composto por reator aerado tipo MBBR e decantador secundário (DS). O piloto I operou com TDH de 2 horas e o II com 3 horas. Optou-se trabalhar com o TDH máximo de 3,0 horas, por se tratar de um valor próximo ao utilizado por alguns autores, como Tawfik et al. (2012), e também é um valor de referência para lodos ativados. Definiu-se o segundo TDH inferior ao anteriormente citado, a fim de verificar a possibilidade de redução no volume do reator.

O experimento foi dividido em duas fases, onde os pilotos foram preenchidos com diferentes porcentagens de biomídia em cada uma delas, sendo que na fase I eles operaram com 70% de recheio e na fase II com 50%.

O sistema foi alimentado com efluente sintético, através de bombas dosadoras, com características semelhantes à do esgoto doméstico após o tratamento em reator anaeróbio do tipo UASB. A sacarose foi utilizada como a fonte de matéria orgânica, expressa em DQO, sendo sua concentração média em torno de 180,0 mg.L⁻¹. A concentração de amônia foi definida em 45,0 mg.L⁻¹, através da adição do cloreto de amônio. O bicarbonato de sódio foi adicionado para fornecer alcalinidade ao sistema, a fim de manter o pH controlado, pois a nitrificação tende a abaixar o pH. A fonte de fósforo foi o fosfato, KH₂PO₄, que também contribuiu para a manutenção do pH, sendo a concentração de fósforo afluente cerca de 7,0 mg.L⁻¹. Também foi adicionada uma solução de micronutrientes.

A Tabela 1 mostra os pontos de coleta, o tipo de análise, a frequência e os métodos que foram utilizados.

Tabela 1: Variáveis controladas, pontos de amostragem e frequência.

Variável	Pontos de coleta	Frequência	Método de análise/Aparelho
DQO	Efluente bruto e saída do DS	2 vezes na semana	Colorimétrico 5220
SST e SSV	Interior do MBBR, saída do DS e lodo excedente do DS	2 vezes na semana	Gravimétrico 2540
pH	Saída do MBBR	Diariamente	pHmetro bancada
Oxigênio dissolvido (OD)	Saída do MBBR	Diariamente	Oxímetro portátil
Temperatura	Saída do MBBR	Diariamente	Termômetro

O reator foi preenchido com o material suporte confeccionado pela Sanevix Engenharia Ltda. Segundo informações repassadas pelo fabricante, a biomídia possui 25 mm de diâmetro e 21 mm de altura (Figura 1), é confeccionada em PEAD e possui densidade entre 0,94 e 0,97 gcm⁻³.

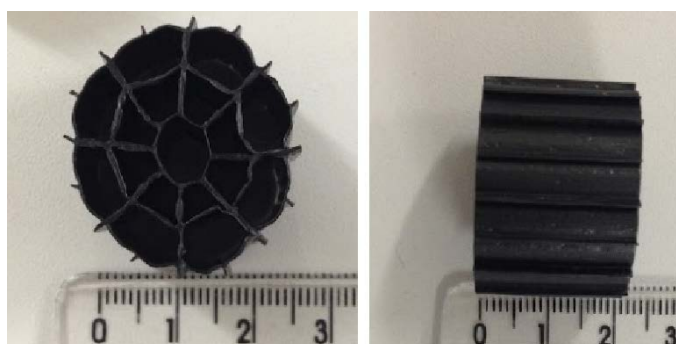


Figura 1: Biomídia utilizada no estudo.

Para determinação da área superficial (A_s) do meio suporte, utilizou-se a área total fornecida pelo software SolidWorks. Encheu-se três volumes conhecidos com biomídias, e a área superficial foi então calculada como: área total da peça multiplicada pela quantidade de peças pelo volume do recipiente.

A quantificação da biomassa aderida foi definida pelo método de pesagem direta, nela a biomassa não é removida do meio suporte (GU et al. 2014). O valor é definido pela diferença do peso da peça virgem pelo peso da peça com a biomassa aderida, após secagem em estufa.

A taxa de aplicação superficial (Tas) é definida como a carga de DQO que é aplicada por área do meio suporte, sendo sua unidade igual a g DQO.m⁻².dia⁻¹. Ela foi calculada utilizando os valores de DQO afluente e a área total de meio suporte de cada experimento

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação do meio suporte

A área superficial interna média encontrada foi 0,00681 m² e a área superficial total (A_t) igual a 0,01008 m², sendo a área superficial específica interna média igual a 342 m².m⁻³ e a total de 507 m².m⁻³. Os cálculos são demonstrados na Tabela 2.

Tabela 2: Cálculo da área superficial para os diferentes volumes analisados.

Parâmetro	Volume 1	Volume 2	Volume 3
Largura (m)	0,192	0,143	0,140
Comprimento (m)	0,223	0,143	0,194
Altura (m)	0,140	0,097	0,065
Volume (m ³)	0,0060	0,0020	0,0018
Quantidade de peças no volume analisado	304	100	88
Quantidade de peças/m ³	50715	50414	49847
Área superficial interna (m ² .m ⁻³)	345	343	339
Área superficial total (m ² .m ⁻³)	511	508	502

As dimensões da biomídia estudada, assim como os valores de área superficial interna e externa, estão dentro das faixas citadas por Oliveira et al. (2014), como sendo as mais utilizadas atualmente (diâmetro entre 10 e 45 mm e altura entre 7 e 30 mm). Mcquarrie e Boltz (2011) citaram diversos tipos de meio suporte que estão sendo comercializados para uso em ETEs com áreas superficiais variando de 408 a 1200 m².m⁻³. Desta forma, a biomídia utilizada está dentro dos padrões adotados internacionalmente.

Análises laboratoriais e de campo

Na Tabela 3 estão os valores médios, mediana, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados de OD, pH e temperatura. Os valores para a fase II se referem aos dados obtidos até o presente momento, podendo sofrer alterações até o final do experimento.

Tabela 3: Estatística descritiva dos valores de OD, pH e temperatura.

Estatística	OD (mg.L ⁻¹)				pH				Temperatura (°C)			
	Fase I		Fase II		Fase I		Fase II		Fase I		Fase II	
	P. I	P. II	P. I	P. II	P. I	P. II	P. I	P. II	P. I	P. II	P. I	P. II
Média	1,9	2,5	2,2	2	7,5	7,4	7	7,1	24,5	24,6	25,7	25,7
Mediana	1,8	2,6	2,2	2,1	7,5	7,4	7,1	7,1	24,5	24,6	24,6	25,9
Desvio padrão	0,6	0,9	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,2	1,9	2,1	14	1,6
Mínimo	1,1	0,8	1,5	1,4	6,9	6,9	6,5	6,5	21,6	21,6	23,1	23,2
Máximo	3,3	3,9	2,7	2,8	7,8	7,8	7,4	7,4	27,5	28,4	28,6	28,3

A concentração média de OD foi 1,9 e 2,5 mg.L⁻¹ para os pilotos I e II na fase I e de 2,2 e 2,0 mg.L⁻¹ para os pilotos I e II na fase II, respectivamente. Observou-se que é viável trabalhar com nível de OD na faixa de 2,0 mg.L⁻¹, o que permite uma redução na vazão de ar injetada no sistema e, consequentemente, do consumo de energia elétrica.

Os valores de pH e temperatura ficaram dentro da faixa ideal para o desenvolvimento das bactérias heterotróficas e autotróficas, que degradam matéria orgânica e realizam a nitrificação, respectivamente. Sendo assim, esses parâmetros não impactaram negativamente na eficiência dos sistemas.

Sólidos

A concentração de sólidos suspensos no MBBR, concentração de sólidos aderidos totais (SAT) e a quantidade de biomassa por área de biomídia estão demonstrados na Tabela 4.

Tabela 4: Concentrações de sólidos.

Parâmetro	Fase I		Fase II	
	MBBR I	MBBR II	MBBR I	MBBR II
Concentração SST média (mg.L ⁻¹)	789	1717	514	312
Porcentagem de SSV/SST em suspensão	96%	92%	92%	87%
Concentração de SAT média (mg.L ⁻¹)	2.101	4.861	1.657	4.120
Porcentagem de SSV/SST aderidos	91%	96%	92%	91%
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	2.890	6.578	2.171	4.432
SAT (g.m ⁻²)	8,76	20,23	9,71	23,97

Analisando os resultados da Tabela 4 percebe-se que os valores de SST no MBBR da fase II (514 e 312 mg.L⁻¹) foram inferiores aos da fase I (789 e 1.717 mg.L⁻¹). Esse fato pode ter ocorrido devido aos reatores estarem trabalhando com 70% de recheio. Percebeu-se que havia uma dificuldade na movimentação do meio suporte, devido à baixa vazão de ar, para manter o OD na faixa de 2,0 mg.L⁻¹, existindo apenas uma pequena movimentação das biomédias, semelhantes à uma vibração. A grande quantidade de suporte acabou promovendo a retenção de muita biomassa suspensa nos espaços entre as peças, contribuindo para o aumento da concentração de SST na fase I.

A concentração total de sólidos em sistemas do tipo MBBR ficam na faixa de 2.000 a 5.000 mg.L⁻¹, valores próximos aos de lodos ativados, porém no MBBR a biomassa tende a estar mais disponível (ØDEGAARD, 2006). No experimento em questão, obteve-se concentrações de sólidos totais variando de 2.171 a 6.578 mg.L⁻¹, atingindo valores até mais alto do que na faixa típica citada por Ødegaard (2006), mostrando que o mesmo obteve desempenho satisfatório no desenvolvimento de biomassa.

Quando comparamos o teor de sólidos voláteis entre as duas fases para o mesmo reator, observa-se que os valores foram bem próximos, ou seja, 90,8% e 91,6% para as fases I e II do Piloto I, respectivamente, e 95,8% e 90,6% para a fase I e II do Piloto II, respectivamente. A porcentagem de SSV/SST foi superior a 90% em todos os experimentos, evidenciando que o biofilme é composto praticamente por material orgânico, assim como foi obtido por Lima (2015).

Os valores encontrados para a biomassa aderida por m² foram em geral superiores aos encontrados por Rusten et al. (1998), que estavam na faixa de 3,0 a 5,6 g.m⁻². Já Di Trapani et al. (2013), utilizou 60% de meio suporte com 300 m².m⁻³, adotando a metodologia de detecção da biomassa aderida por diferença de massa, e chegou em valores próximos à 20 gSAT.m². Conclui-se então, que os valores encontrados estão dentro das faixas obtidas em outros estudos. A NBR 12209/2011 define a quantidade de 12 gSSV.m⁻² como valor máximo a ser adotado, o que mostra que a norma é bastante conservadora em relação a esse parâmetro.

DQO

A DQO foi analisada em termos de DQO solúvel, sendo caracterizada como remoção potencial de DQO, ou seja, a diferença entre a carga orgânica total afluente e a carga orgânica solúvel efluente. Na Tabela 5 estão os valores médios, mediana, máximos, mínimos e desvio padrão dos resultados de DQO de entrada e eficiência de remoção potencial de DQO para cada experimento.

Tabela 5: Estatística descritiva dos valores de DQO de entrada e eficiência potencial.

Estatística	Fase I			Fase II		
	DQO entrada (mg.L ⁻¹)	Eficiência Piloto I	Eficiência Piloto II	DQO entrada (mg.L ⁻¹)	Eficiência Piloto I	Eficiência Piloto II
Média	196,70	66,7%	65,3%	204,03	75,8%	79,5%
Mediana	205,39	67,2%	67,4%	204,71	76,4%	82,0%
Desvio padrão	71,31	12,3%	21,3%	68,29	10,8%	11,0%
Mínimo	81,11	43,2%	24,0%	119,35	56,9%	60,0%
Máximo	314,66	85,1%	92,0%	350,17	90,8%	96,4%

A eficiência mais alta na fase II pode estar relacionada com a menor quantidade de meio suporte (50%), que permitiu uma movimentação melhor das peças, e consequentemente, promovendo o desenvolvimento de um biofilme mais fino e ativo, bem como proporcionando melhor transferência de oxigênio entre o meio líquido e a biomassa.

Em processos que utilizam biofilme, um material suporte com maior área superficial fornece maior adesão e crescimento de microrganismos. Sendo assim, até certo ponto, quanto maior o percentual de recheio maior será a biomassa retida no reator. Quando se aumenta a quantidade de meio suporte, ocorre um maior choque entre as peças, tornando o biofilme mais denso e fino, que possui uma atividade mais alta e, consequentemente, uma melhor eficiência de remoção de poluente por unidade de área. Porém, quando o percentual de recheio é muito elevado, a fluidização das peças é mais difícil, diminuindo então o atrito entre elas. Sendo assim, é possível afirmar que existe uma concentração ótima de recheio para reatores tipo MBBR (WANG et al., 2005). O presente trabalho vai de encontro com a conclusão obtida por Wang et al. (2005), visto que as maiores eficiências não estavam relacionadas com o maior percentual de recheio (70%).

Definiu-se, para esse trabalho, que a remoção de DQO ideal no MBBR é de 70%. A escolha desse valor se baseia no fato de que se busca uma eficiência global do sistema em torno de 90%. Como o reator anaeróbio reduz em média 70% da carga orgânica, basta o MBBR também reduzir esse mesmo valor para garantir a eficiência global almejada (90%), estando assim o efluente em conformidade com as legislações, podendo ser lançando nos corpos hídricos (CHERNICHARO, 2006).

O experimento que obteve a maior eficiência de remoção de DQO foi com o TDH de 3 h e 50% de meio suporte, atingindo 79,5% de eficiência. Porém, como o valor ideal era de 70%, pode-se considerar que o piloto que trabalhou com 2 h de TDH e fração de recheio de 50% foi o ideal, pois ele alcançou remoção média de 75,8%. Os reatores com 70% de recheio não conseguiram atingir o valor mínimo de 70%.

Ademais, ao realizar o teste ANOVA, verificou-se que não existe diferença significativa entre as médias das eficiências de DQO dos quatro ensaios.

Zhang *et al.* (2016) avaliaram o desempenho de um MBBR preenchido com cubos de espuma de poliuretano, tratando esgoto doméstico sintético, com TDH de 12 horas. O experimento comparou o desempenho do MBBR quando preenchido com diferentes percentuais de recheio (10, 20 e 30%) e, assim como o resultado obtido no presente estudo, não foi encontrada diferença significativa na remoção de carbono orgânico total (COT) e amônia.

A carga orgânica superficial média calculada ao longo do período experimental para o piloto I foi de 8,70 gDQO.m⁻².dia⁻¹, sendo a média para a fase I de 7,06 gDQO.m⁻².dia⁻¹ e para a fase II de 10,28 gDQO.m⁻².dia⁻¹. Já para o reator II, a COS média total foi de 5,79 gDQO.m⁻².dia⁻¹, sendo a média para a fase I de 4,69 e para a fase II de 6,80 gDQO.m⁻².dia⁻¹.

O gráfico da Figura 2 mostra que existe uma leve tendência de que, quanto maior a carga orgânica superficial aplicada, maior será a eficiência de remoção da matéria orgânica. Esse comportamento ocorre, pois quanto menor a COS aplicada, menor será a disponibilidade de substrato para a biomassa, uma vez que a carga de

matéria orgânica aplicada por área onde se desenvolvem os microrganismos é mais baixa. Sendo assim, o crescimento da biomassa é limitado pela falta de alimento, prejudicando a remoção de DQO.

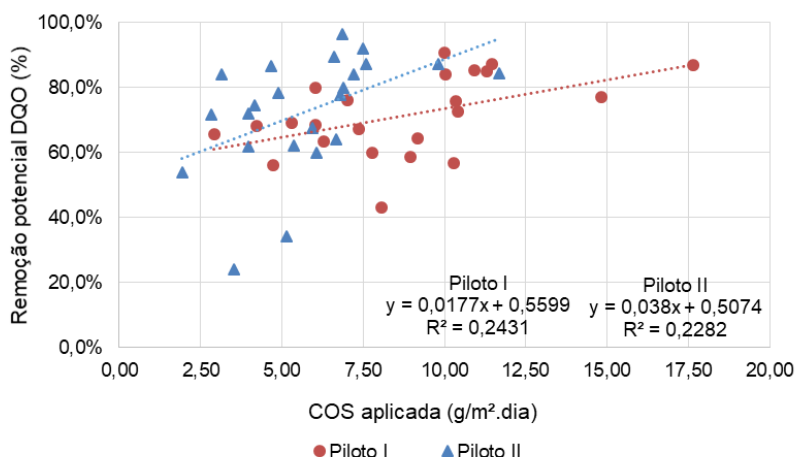


Figura 2: Gráfico de remoção potencial de DQO x COS aplicada para o piloto I (a) e II (b).

Javid *et al.* (2013) observou que, com a diminuição da carga orgânica aplicada a um MBBR, ocorreu redução da biomassa, devido à queda na síntese da massa celular. Isso vem ao encontro deste trabalho, pois houve maior formação de SAT quando a COS aplicada ao reator foi maior. Aygun *et al.* (2008) também observou o mesmo fato para reator MBBR, quanto maior a COS aplicada, maior foi a quantidade de biomassa/m², para um TDH fixo.

Nitrogênio amoniacal

A Figura 3 apresenta a eficiência dos MBBR em relação à conversão do nitrogênio amoniacal, durante a fase II.

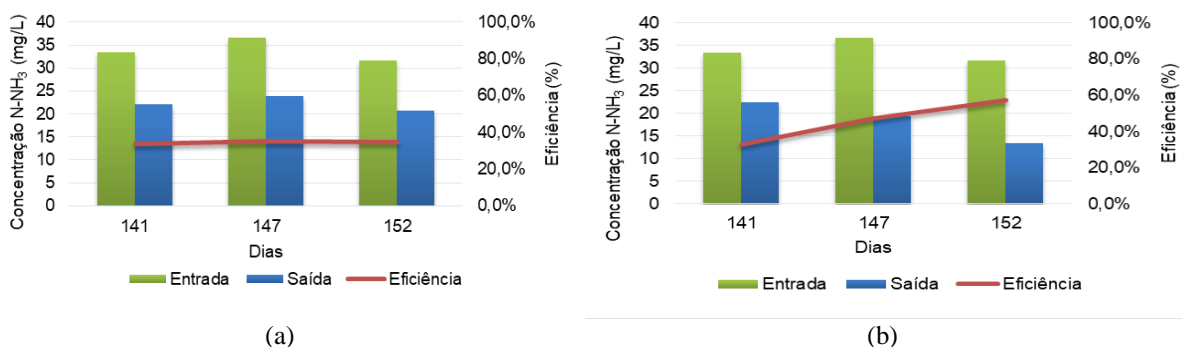


Figura 3: Remoção de N-NH₄ no piloto I (a) e II (b) na fase II.

Diferentemente do que ocorreu em relação à degradação da matéria orgânica, a conversão da amônia foi influenciada positivamente pelo aumento do tempo de detenção, sendo a remoção média de N-NH₄ de 34,4% e 45,9% para o piloto I e II, respectivamente.

Como as bactérias nitrificantes são autotróficas, essas possuem crescimento mais lento. Sendo assim, a reação de nitrificação é favorecida por altos TDH (RUSTEN *et al.*, 2006).

A carga de nitrogênio amoniacal superficial (CNS) para o piloto I foi igual a 1,71 e para o piloto II igual a 1,13 gN-NH₄.m⁻².dia⁻¹. Segundo Ødegaard (1999), para se obter eficiência de nitrificação na faixa de 90%, é necessário utilizar CNS inferior a 1,0 gN-NH₄.m⁻².dia⁻¹ com OD maior do que 5,0 mg.L⁻¹. Sendo assim, pode-se concluir que, tanto a CNS maior quanto o OD menor (2,0 mg.L⁻¹), influenciaram na baixa eficiência de nitrificação do estudo em questão.

Características do lodo produzido

A produção de lodo estimada ao longo do experimento, o teor de sólidos voláteis, o coeficiente de produção celular observado e a idade do lodo estão demonstrados na Tabela 6.

Tabela 6: Características do lodo produzido.

Parâmetro	Fase I		Fase II	
	Lodo I (2h - 70%)	Lodo II (3h - 70%)	Lodo I (2h - 50%)	Lodo II (3h - 50%)
Concentração SST média no lodo excedente (mg.L ⁻¹)	1586,67	1349,17	1634,17	1177,27
Relação SSV/SST	0,91	0,89	0,92	0,93
Volume de lodo descartado (L.dia ⁻¹)	0,293	0,282	0,224	0,196
Produção de lodo (gSST.dia ⁻¹)	0,465	0,380	0,366	0,231
Yobs (kgSSV.kgDQOrem ⁻¹)	1,29	0,98	0,90	1,16
Yobs (kgSST.kgDQOrem ⁻¹)	1,40	1,19	0,96	1,32
Idade do lodo (d)	2,37	5,22	2,11	3,96

A produção de lodo é influenciada pela concentração de SST no tanque de aeração, sendo que, quanto maior a concentração de SST maior será a produção de lodo. Esse comportamento foi observado nesse trabalho, sendo que a produção de lodo da fase I foi superior à da fase II.

Conforme valores demonstrados acima, o lodo produzido nos reatores possui elevado teor de SSV/SST, em torno de 0,9, o que evidencia que o mesmo ainda não estava digerido. Ao se realizar o descarte, era possível sentir um odor forte proveniente do lodo, um indicio da não digestão do mesmo. Como não estava sendo realizada a recirculação do lodo, a tendência é que ele, efetivamente, apresentasse elevado teor de SSV. Segundo Von Sperling (2002), quanto menor a idade do lodo, maior será a relação SSV/SST, sendo que, para idade do lodo de 2 e 6 dias, a relação é cerca de 0,89 e 0,87, respectivamente. O trabalho em questão obteve resultados semelhantes aos descritos por Von Sperling (2002), obtendo um lodo mais digerido quando a idade do lodo foi maior.

Desta forma, esse estudo demonstrou que apesar da produção de lodo no MBBR ter sido alta, se comparado com sistemas que utilizam apenas biomassa aderida, e o lodo descartado apresentar elevado teor de sólidos voláteis (não digerido), é viável trabalhar com esse tipo de sistema após o tratamento anaeróbio, pois é possível retornar esse lodo em excesso para o reator UASB, promovendo seu adensamento e digestão. Sendo assim, o volume de lodo não terá grandes impactos no custo operacional da ETE.

CONCLUSÕES

De posse dos resultados encontrados, é possível concluir que o MBBR é eficiente no pós-tratamento de reator anaeróbio. Para essa condição é suficiente trabalhar com TDH de 2 horas e 50% de recheio. Dessa maneira otimiza-se a construção do sistema MBBR, evitando o gasto desnecessário com maior volume de biomídia e do reator.

Também foi possível verificar que é viável, em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica, manter o OD na faixa de 2,0 mg.L⁻¹ no tanque de aeração, promovendo assim uma redução no custo com energia elétrica, devido à menor demanda de ar. Salienta-se ainda que, os reatores apresentaram desempenho considerável na oxidação de amônia, atingindo valores de até 45,9% de eficiência, mesmo em baixo TDH e baixo teor de OD.

O meio suporte utilizado se mostrou adequado, com área superficial de 507m².m⁻³, e conseguindo boa aderência de biofilme, com valores entre 5,37 e 14,66 gSV.m⁻², sendo a quantidade de biomassa aderida por área dentro do que preconiza a norma brasileira NBR 12209 (ABNT, 2011).

A produção de lodo no MBBR foi alta, com coeficientes de produção celular entre 0,9 e 1,29 kgSSV.kgDQOrem⁻¹, e o lodo não apresentou características de estar digerido, sendo que o teor de SSV/SST foi superior a 0,89 em todas as fases. Porém, como o objetivo do estudo é utilizar MBBR em conjunto com reator anaeróbio, o lodo aeróbio pode ser recirculado para adensamento e digestão no compartimento anaeróbio, diminuindo o volume a ser desidratado e eliminando a etapa de digestão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitário. Rio de Janeiro, 2011.
2. AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. Influence of High Organic Loading Rates on COD Removal and Sludge Production in Moving Bed Biofilm Reactor. **Environmental Engineering Science**. V. 25, n. 9, 2008.
3. CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. V. 5, p.73–92, 2006.
4. DI TRAPANI, D.; CHRISTENSSON, M.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G.; ODEGAARD, H. Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: influence of operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*. V. 77, p. 214–219, 2013.
5. GU, Q.; SUN, T.; WU, G.; LI, M.; QIU, W. Influence of carrier filling ratio on the performance of moving bed biofilm reactor in treating coking wastewater. *Bioresource Technology*. V. 166, p. 72–78, 2014.
6. JAVID, A. H.; HASSANI, A. H.; GHANBARI, B.; YAGHMAEIAN, K. Feasibility of Utilizing Moving Bed Biofilm Reactor to Upgrade and Retrofit Municipal Wastewater Treatment Plants. **International Journal of Environmental Research**. V. 7, p. 963–972, 2013.
7. LEIKNES, T.; ØDEGAARD, H. The development of a biofilm membrane bioreactor. *Desalination*. V. 202, p. 135–143, 2007.
8. LIMA, P. S. **Avaliação do efeito da carga orgânica na operação de um sistema MBBR de dois estágios visando a remoção de matéria orgânica e nitrogênio**. Dissertação (Mestrado) – COPPE/UFRJ, Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2015.
9. MCQUARRIE, J.; BOLTZ, J. Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. *Water Environment Research*. V. 83, n. 6, p. 560-575, 2011.
10. ØDEGAARD, H. The Moving Bed Biofilm Reactor. **Water Environmental Engineering and Reuse of Water**. Hokkaido Press, p. 250 – 305, 1999.
11. ØDEGAARD, H. “State of the art in Europe of the Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) process”. WEFTEC. Anais. 2004.
12. ØDEGAARD, H. Inovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. **Water Science and Technology**. V. 53, n. 9, p. 17–33, 2006.
13. OLIVEIRA, D. V. M.; RABELO, M. D.; NARIYOSHI, Y. N. Evaluation of a MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) pilot plant for treatment of pulp and paper mill wastewater. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*. V. 2, n. 4, p. 220–225, 2014.
14. RUSTEN, B.; SILJUDALEN, J. G.; WIEN, A.; EIDEM, D. Biological pretreatment of poultry processing wastewater. **Water Science and Technology**. V. 38, p. 19–28, 1998.
15. RUSTEN, B.; EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y.; LYGREN, E. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural Engineering**. V. 34, p. 322–331, 2006.
16. TAWFIK, A.; BADR, N.; TALEB, R.; EL-SENOUSY, W. Sewage treatment in an up-flow anaerobic sponge reactor followed by moving bed biofilm reactor based on polyurethane carrier material. *Desalination and Water Treatment*. V. 37, p. 350-358, 2012.
17. VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.
18. VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.
19. WANG, R.-C.; WEN, X.-H.; QIAN, Y. Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. *Process Biochemistry*. V. 40, n. 9, p. 2992–3001, 2005.
20. ZHANG, X.; CHEN, X.; ZHANG, C.; WEN, H.; GUO, W.; HGO, H. H. Effect of filling fraction on the performance of sponge-based moving bed biofilm reactor. **Bioresource Technology**. V. 219, p. 762–767, 2016.