



AVALIAÇÃO DE PARTIDA DE SISTEMA MBBR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO EM FORTALEZA-CE – ESCALA PILOTO

DOI: <http://dx.doi.org/10.55449/conresol.5.22.XV-014>

Isabelly Silveira Freitas*, Silvio Luiz de Sousa Rollemberg, Tasso Jorge Tavares Ferreira, Donaldo Romualdo do Nascimento, Vinicius Câmara Caldas

* Instituto SENAI de Tecnologia (IST) isfreatas@sfiec.org.br

RESUMO

Uma planta piloto de tratamento de esgotos que usa a tecnologia MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) com volume de 24 L foi instalada na Estação de pré- condicionamento operada pela CAGECE em Fortaleza-Ce. O sistema formado unicamente por um tanque aeróbio, alimentado em regime contínuo com esgoto municipal com concentração de DQO e Amônia afluente média de cerca de 270 mg/L e 50mg/L. Com agitação promovida por aeração, 50% deste volume foi preenchido com mídias Biobob®, desenvolvido pela empresa BioProj Tecnologia Ambiental Ltda. Pelo período de 59 dias o sistema foi submetido a teste de aclimação das biomédias. Foram monitorados a evolução do percentual de redução de DQO e Amônia numa faixa de TDH de 8 a 9 horas. O sistema apresentou remoção média inicial de DQO de 79% mas chegou a apresentar máximo de 93%, para remoção de amônia a média foi 75% e se destacou remoção máxima de 100%. Foi possível considerar que é viável utilizar um reator do tipo MBBR para o tratamento de esgoto doméstico e que o meio suporte utilizado se desenvolveu além do esperado para esse período. Porém mesmo apresentando bons resultados, talvez o potencial de remoção pudesse ter alcançado constância, em condições de maior mistura.

PALAVRAS-CHAVE: MBBR, Nitrificação, Biobob, DQO.

ABSTRACT

A pilot sewage treatment plant using MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) technology with a volume of 24 L was installed at the preconditioning station operated by CAGECE in Fortaleza-Ce. The system is formed solely by an anaerobic tank, fed continuously with municipal sewage with a concentration of COD and average influent ammonia of about 270 mg/L and 50mg/L. With agitation promoted by aeration, 50% of this volume was filled with Biobob® media, developed by the company BioProj Tecnologia Ambiental Ltda. For a period of 59 days, the system was submitted to a biomedias acclimatization test. The evolution of the reduction potential of COD and Ammonia in a TDH range from 8 to 9 hours were monitored. The system showed an initial average removal of COD of 79% but it reached a maximum of 93%, for ammonia removal the average was 75% and the maximum removal of 100% stood out. It was possible to consider that it is feasible to use an MBBR type reactor for the treatment of domestic sewage and that the support medium used developed beyond what was expected for this period. However, even with good results, perhaps the removal potential could have reached constancy, under conditions of greater mixing.

KEY WORDS: MBBR, Nitrification, Biobob, COD.

INTRODUÇÃO

Como garantia da saúde humana e manutenção da qualidade dos corpos d'água, o tratamento de esgoto doméstico é indispensável. É vital a remoção de matéria orgânica previamente, uma vez que o descarte de efluente com altos teores desta, pode favorecer altos consumos de oxigênio dissolvido (OD) na água pela ação dos microrganismos.

Em alguns casos ocorre a depleção completa da concentração de OD, resultando na morte dos seres vivos presentes no corpo receptor (VON SPERLING, 1996). Outros possíveis impactos resultantes desses lançamentos são, por exemplo, a presença de metais pesados, organoclorados, além da contaminação microbiológica, o acréscimo de matéria orgânica no meio aquático, o aumento da turbidez e o enriquecimento por nutrientes podendo levar à eutrofização (MOURA, 2011).

Entretanto é comum o despejo de efluente tratado no oceano, em cidades litorâneas. Este ocorre por meio de emissários submarinos, formados por uma tubulação submersa extensa que realiza o lançamento através de difusores, promovendo uma diluição inicial no meio (COSTA, 2009). O município de Fortaleza, como algumas cidades brasileiras, usa o sistema



de emissários submarinos no descarte do esgoto doméstico do município. Entretanto, o Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos (SDOES) de Fortaleza, realiza apenas tratamento preliminar do efluente.

No Brasil, a grande maioria dos SDOES recorre ao tratamento preliminar como etapa anterior ao lançamento. Logo que, a Organização Mundial da Saúde (OMS) considera que o tratamento preliminar seguido de um emissário submarino efetivo, com diluição inicial >100 e longe da costa, impõe baixo risco à saúde humana, podendo essa ser uma opção adotada, sobretudo em países em desenvolvimento (WHO, 2003). Embora essa seja uma alternativa possível, é conveniente considerar que o esgoto após o tratamento preliminar possui um teor poluidor ainda considerável, uma vez que sólidos em suspensão, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos, continuam presentes.

Em alguns países, como a Espanha, é realizado o tratamento secundário como forma de minimizar os impactos ambientais da disposição oceânica de esgotos sanitários. Como um exemplo, temos a utilização a tecnologia de lodos ativados de aeração prolongada que tem remoção de até 70% da matéria orgânica em termos de DBO. Diferentemente, os SDOES na Flórida (EUA) utilizam o sistema convencional de lodos ativados, removendo matéria orgânica e sólidos em suspensão, porém parte do efluente tratado não é lançado pelo emissário e sim reutilizado (SUBTIL, 2012).

Diferente dos sistemas de lodos ativados, o sistema de tratamento conhecido por *Moving Bed Biofilm Reactors* (MBBR) baseia-se no desenvolvimento de biofilme em leito móvel, para a degradação de matéria orgânica e remoção de nutrientes do esgoto sanitário. Ele agrupa os melhores atributos dos processos de lodos ativados, conjunto ao perfil dos processos de biofiltros, descartando assim as características indesejáveis de ambos. Desse modo, é de operação mais fácil, dispensa recirculação de lodo e em seu crescimento de biomassa usufrui de todo o volume reacional do reator (RUSTEN, et al., 2006).

A evolução dessa tecnologia propiciou aperfeiçoamento e beneficiamento do desempenho das estações de lodos ativados, despreendendo-se da necessidade de obras maiores e dispensando ampliações físicas nas plantas em operação. Mostra-se muito oportuna para a realidade das Estações de Tratamento do Brasil, que em parte estão sobrecarregadas e limitadas fisicamente para ampliação. Entretanto, mesmo com eficiência comprovada para remoção de matéria orgânica e principalmente para remoção de compostos nitrogenados, o Brasil ainda não se apropriou da aplicação dessa tecnologia. Ainda assim, como forma de disseminar o uso dessa tecnologia no país, pesquisas brasileiras vêm estudando a aplicabilidade da tecnologia em águas residuárias de origens diversas, a fim de comprovar que é possível replicar bons resultados de remoção, quando comparados aos sistemas convencionais.

Assim, o presente trabalho se propõe a analisar o desempenho de um reator tipo MBBR, a partir do processo bioquímico de nitrificação, a capacidade de reduzir a concentração de nitrogênio amoniacal em efluente doméstico real, da Estação de Pré-condicionamento EPC de Fortaleza. A escolha desta tecnologia para o tratamento do efluente deve-se, além das características já citada, à capacidade de suportar choques hidráulicos e de carga orgânica ao longo do dia, e principalmente por demandar um biorreator de volume inferior ao de processo de lodos ativados (RUSTEN et al., 2006).

OBJETIVOS

Geral

Avaliar aclimatação e aplicabilidade do tratamento de efluente da Estação de Pré-condicionamento (EPC) de Fortaleza, utilizando tratamento biológico por reator de leito móvel com biofilme (MBBR) em escala piloto.

Específicos

Quantificar o desenvolvimento da capacidade de remover nitrogênio amoniacal no efluente sanitário da EPC de Fortaleza;
Analisar as características e o desempenho do meio suporte utilizado;
Avaliar a performance do sistema em relação à remoção de carbono e nitrogênio amoniacal;
Avaliar o atendimento aos padrões de lançamento em relação à COEMA 02/17.

METODOLOGIA

O efluente doméstico utilizado como substrato no biorreator foi proveniente da Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos de Fortaleza (SDOES), que é responsável pelo tratamento e disposição dos esgotos de parte da cidade de Fortaleza. Mais precisamente da Estação de Pré-condicionamento de esgotos (EPC) construída em 1978, dimensionada

para atender uma vazão de até 4,8 m³/s e é operacionalizada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) (PEREIRA, 2012).

O esgoto afluyente passa por um tratamento preliminar constituído por gradeamento com limpeza manual com espaçamento entre barras de 15 cm, gradeamento mecanizado com espaçamento de 5 cm, peneiramento rotativo com espaçamento de 1,5mm e desarenação em caixas de areia. O ponto de coleta foi definido após o desarenador (ou caixa de areia). O esgoto bruto presente neste local já passou pelas unidades de pré tratamento da estação. O volume das amostras foi de 500 ml e logo após coleta era realizado o armazenamento em geladeira. Todo o procedimento de análises foi realizado no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará (LABOSAN).

Biomidia Utilizada

Foi usada como suporte para imobilização do lodo a biomidia Biobob®, desenvolvido pela empresa BioProj Tecnologia Ambiental Ltda. O Biobob® é composto uma espuma porosa de poliuretano envolta por uma estrutura rígida de polipropileno, tem geometria cilíndrica e suas dimensões são de 45 mm de diâmetro e 60 mm de altura. A porosidade de leito é de 70%, porosidade da espuma de 95% e área superficial de 270.000 m²/m³.



Figura 1: Foto de Biobob®. Fonte: BioProj Tecnologia Ambiental Ltda

Reator de leito móvel com biofilme operado de forma contínua (MBBR)

O efluente bruto foi mantido em tanque de equalização a temperatura ambiente. O reator foi operado como um sistema de fluxo contínuo utilizando uma bomba dosadora Emec Modelo Fce-1601.



Figura 2: Fotografia do reator MBBR operado de forma contínua MBBR. Fonte: Do autor.

O sistema de MBBR, foi configurado com um único tanque de aeração. Foi feito em acrílico com dimensões externas de 30,0 x 30,0 x 40,0 cm (altura, largura e profundidade), com volume útil de 24,3L. A fração de enchimento do suporte Biobob®, desenvolvido pela empresa BioProj Tecnologia Ambiental Ltda foi mantida fixa ao longo do estudo em 50% do volume total de líquido. Devido as dimensões dos meios suportes não foi necessário na saída do MBBR uso de tela para impedir a saída dos suportes do reator.

A aeração do sistema foi realizada por borbulhamento de ar via um difusor tubular com dimensões de 29,5 x 29,5 cm (diâmetro e comprimento), conectado a duas bombas aeradoras, sendo a vazão total de 100L/min. O difusor foi instalado



no centro da base do reator para conferir uma boa distribuição de bolhas médias, assegurando a adequada transferência de oxigênio, bem como a movimentação dos suportes por todo o reator.

A jusante do MBBR, foi instalado um decantador lamelar retangular de acrílico com dimensões de 30,0 x 30,0 x 45,0cm (altura, largura e profundidade) e com um dreno na parte inferior para descarte do excesso de lodo retido, o qual não era recirculado. Após a passagem pelo decantador, o efluente seguia para filtro de areia e logo após era armazenado para posteriores determinações de parâmetros de qualidade.

Parâmetros de controle e monitoramento no reator de leito móvel com biofilme operado de forma contínua (MBBR)

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Ceará (Labosan). A coleta de dados foi realizada durante um período de 58 dias (de 16 de Junho de 2021 a 12 de Agosto de 2021). E os parâmetros analisados foram a demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), pH, condutividade, conforme metodologia descrita em APHA (2012).

A definição dos parâmetros utilizados para análise considerou, como aspectos importantes, a constância durante o período de referência e os valores médios mensais. Para a análise, consideram-se as concentrações desses vários parâmetros presentes no afluente e, posteriormente, a análise de dados isolados possibilitou o reconhecimento de particularidades inerentes a cada um dos parâmetros. Assim, o estudo comparativo a partir desses dados isolados possibilitou o reconhecimento de particularidades de cada uma das variáveis estudadas.

Durante o período de operação do reator MBBR foram realizadas as determinações analíticas de parâmetros de qualidade, conforme descrito na Tabela 6 com seus locais de amostragem.

Tabela 1: Dados sobre coletas e métodos de análise de amostragem. Fonte: (APHA, 2012)

Parâmetro de Qualidade	Local de amostragem	Número de coletas	Método Analítico
DQO Afluente	Entrada	18	5220-C ^a
DQO Efluente	Saída	18	5220-C ^a
DQO Efluente Solúvel	Entrada e Saída	18	5220-C ^a
PH	Entrada e Saída	18	4500-H ⁺ -B ^a
AMÔNIA	Entrada e Saída	16	4500-NH ₃ -C ^a
NITRITO	Entrada e Saída	16	4110-B ^a
NITRATO	Entrada e Saída	16	4110-B ^a

RESULTADOS

Caracterização do esgoto bruto

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos nas análises das amostras coletadas, ao longo do período de aclimação, para a caracterização do efluente inicial, coletado após ao desarenador e acondicionado em tanque de equalização sem agitação.

A série histórica manteve uma relativa estabilidade para DQO, mostrando se tratar no geral de um esgoto caracteristicamente fraco, com exceção da segunda coleta do mês de agosto com o resultado máximo alcançado (573mg/L) e superior a classificação de esgoto médio de Metcalf e Eddy (2002).

Em relação à série nitrogenada, como típico em esgotos sanitários brutos, nos procedimentos experimentais não foram detectadas concentrações significativas de formas mais oxidadas (nitrito ou nitrato). Já o nitrogênio amoniacal apresentou valores muito acima do usual em esgotos sanitários em diversos dias de monitoramento, características essas mais próximas de esgoto médio a forte em relação a este parâmetro (METCALF & EDDY, 2002).



Tabela 2: Características do esgoto afluente. Fonte: do Autor.

PARÂMETRO ANALISADO	Unidade	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO
pH		7,82	7,27	8,44
Condutividade	mS/cm	869	711	1381
DQO	mg/L	271,90	138,96	573
Amônia	mg/L	50,10	34,16	72,24
Nitrito	mg/L	0,17	ND	0,77
Nitrato	mg/L	0,50	ND	4,29

Neste estudo, embora a concentração média do nitrogênio amoniacal afluente tenha sido próxima a 50 mgN/L, este variou entre 34,16 e 72,24 mgN/L. Nos primeiros dias de operação do sistema, predominaram valores acima da média, logo em seguida, os valores, em geral, decresceram e nos últimos dias de monitoramento voltaram a subir novamente para valores superiores à média. Porém em se tratando de um efluente real, fica difícil o entendimento preciso das oscilações do sistema em um curto e variado período amostral.

Monitoramento do sistema

Durante o período inicial vazão afluente oscilou devido à instabilidade elétrica da rede utilizada. Ao se utilizar bomba dosadora, a vazão não era constante, então foi estabelecido um intervalo de 65 a 75 L/dia. Assim, a partir do 25º dia de aclimação o TDH aplicado variou entre 8 e 9 horas.

Avaliação dos parâmetros durante aclimação

No controle da capacidade de oxigenação do aerador verificou-se concentração de OD de 2,44 mg/L. Valor inferior ao esperado, já que devido ao uso de uma maior vazão de ar para manter as mídias em movimento aliada à pequena dimensão do reator deveria refletir em valor superior. Assim, foi considerado esse o valor médio de OD por todo o período, já que as taxas de oxigenação se mantiveram constantes durante todo o experimento.

O pH efluente se manteve levemente alcalino até o 9º dia de aclimação, talvez por a nitrificação ainda não estava estabelecida, nos dias seguintes começou a apresentar um decaimento na faixa. Porém ainda ficou dentro da determinação da COEMA 02/2017 de 5 – 7. Os períodos de decaimento dos valores de pH coincidiram com as melhores remoções de Amônia, possivelmente devido ao consumo de alcalinidade no processo de nitrificação, já que é ela que é responsável pelo tamponamento do meio líquido, devido à geração de íons H⁺. Dessa maneira, quando a alcalinidade do meio fica baixa, o efeito tampão não ocorre, fazendo com que o pH diminua (JORDÃO; PESSÓA, 2011).

Segundo Metcalf & Eddy (2003) a oxidação de 1mg N-NH₄⁺.L⁻¹ consome 7,1mg/L de alcalinidade. Dessa forma, como a concentração média de amônia foi de 50,1 mg/L, a concentração de alcalinidade demandada para que a nitrificação ocorra completamente é em média 355,71 mg/L, entretanto como nesse trabalho não foi realizado o monitoramento do parâmetro alcalinidade não foi possível quantificar seu potencial limitante diante desse processo.

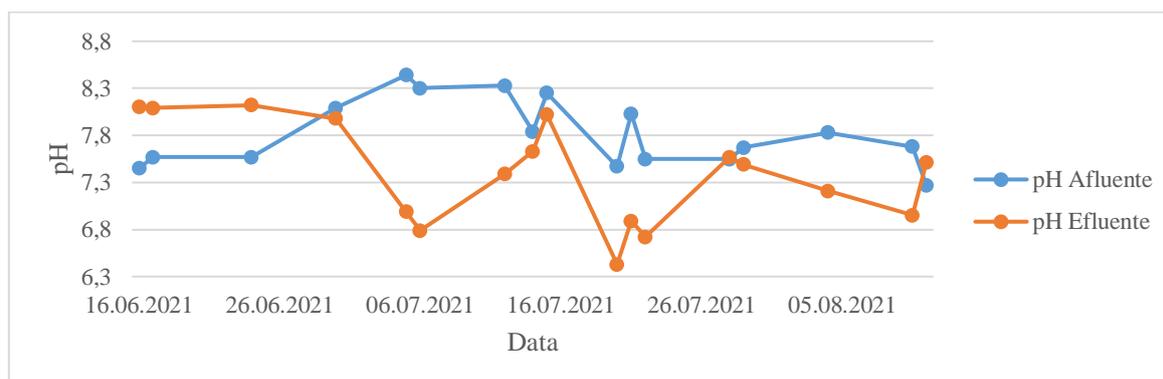


Figura 3: Histórico de pH. Fonte: Do Autor.



Observa-se na Tabela 8 que as concentrações de Amônia do afluente são elevadas durante todo o monitoramento. Na série histórica é possível observar que com exceção dos primeiros dias de operação, aconteceu a evolução do nível de nitrificação e que em alguns momentos houve remoção quase que completa da amônia. A principal hipótese formulada para a justificativa foi a de que houve bom desenvolvimento na biomassa das bactérias nitrificantes, que foi beneficiada pela adequação do TDH para faixa de 8 a 9 horas, acelerando o progresso da nitrificação, que para se desenvolver levaria até quatro semanas (FUJII, 2011).

Como o meio suporte mantém aderidos os microrganismos de crescimento lento, em especial as nitrificantes, o tempo de retenção celular do reator é maior, proporcionando tempo suficiente para as estas se desenvolverem nesse reator (METCAL & EDDY, 2003). Foi assim obtido uma eficiência média de remoção de Amônia de 75% e máxima de 100%, resultados indicadores da capacidade do sistema nessas configurações de oxidar nitrogênio amoniacal.

Resultados próximos foram observados por Bassin et al. (2016), ao relacionar a influência do TDH sobre a remoção de amônia, eles obtiveram eficiência de remoção de 90% a 12 h e 60% a 3 h. Entretanto, tratando esgoto sanitário de concentração de amônia média, similar ao desse estudo, Wang et al. (2006) observaram remoção de amônia superior a 90% em sistema MBBR de 6 h de TDH.

Até o 9º dia de aclimação, período com menor eficiência de remoção, a Amônia efluente se manteve acima do valor de 20mg/L estipulado na COEMA 02/2017, mas nos dias seguintes os resultados se enquadraram abaixo dessa faixa, mesmo antes de atingir a eficiência máxima de remoção. De modo geral o sistema se desenvolveu mais rápido que o esperado, já que para a nitrificação é esperado um período de até quatro semanas para a ocorrência do processo, e nesse estudo no 20º dia de operação foi observado remoção de 99%, nos dias seguintes houveram oscilações já esperadas, uma vez que para atingir o regime estável são necessários de 60 a 120 dias (FUJII, 2011).

A média de concentração de amônia efluente ficou próxima a 13 mg/L e o desvio padrão de 11,4 mg/L, esses resultados sugerem que no geral a etapa limitante para remoção foi a difusão, já que para valores acima de 4 mg/L a taxa de nitrificação é praticamente de primeira ordem com relação ao oxigênio dissolvido (PASTORELLI et al., 1997).

Apenas em 3 ocasiões as concentrações efluentes foram inferiores, nelas se destacam a ocorrência de eficiências de remoção a partir de 93%, dessa forma é sugerido que não houve limitação de reação pelo OD e que a turbulência no reator em alguns momentos não garantiu homogeneidade no transporte dos substratos para o biofilme (RUSTEN et al., 2006). Martín-Pascual et al. (2012) observaram que a hidrodinâmica da biomidia e sua circulação pelo reator impactam diretamente o contato entre o biofilme e o substrato. Nesse sentido, presume-se que a correta movimentação das biomidias pelo reator é fundamental para o desempenho do sistema MBBR.

As parcelas nitrogenadas presentes no efluente final constantemente ultrapassaram os valores limites da resolução citada anteriormente, essa determina para nitrito valor máximo de 1mg/L e nitrato 10mg/L. Na Tabela 8 pode ser observado que mesmo as médias das concentrações de ambas já são superiores.

Tabela 3- Série histórica de Amônia, Nitrito e Nitrato (mg/L) afluente e efluente. Fonte: Do Autor.

	Amônia (mg/L)		Nitrito (mg/L)		Nitrato (mg/L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Núm. Dados	16	16	16	16	16	16
Mediana	49,56	11,76	0,00	1,21	0,00	14,57
Mínimo	34,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	72,24	31,92	0,77	6,47	4,29	25,10
Média	50,10	12,99	0,17	2,08	0,50	12,37
Desvio Padrão	9,51	11,39	0,31	1,91	1,29	8,74

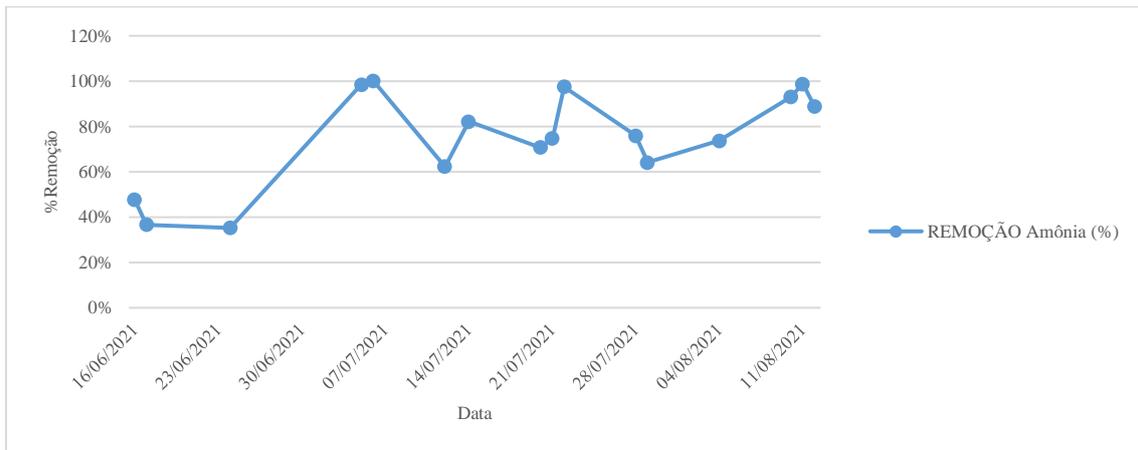


Figura 4: Série histórica de Remoção de Amônia. Fonte: Do Autor.

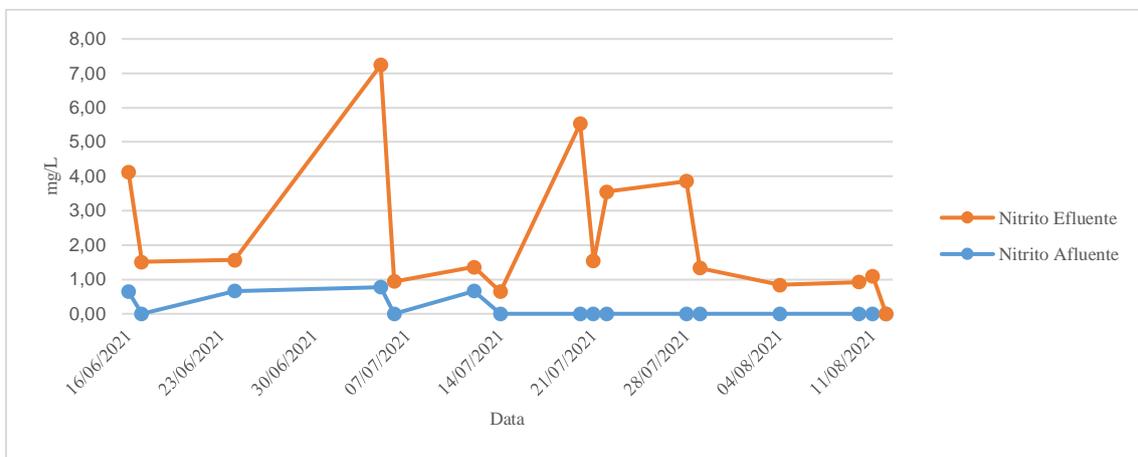


Figura 5: Série histórica Nitrito (mg/L) afluente, efluente. Fonte: Do Autor.

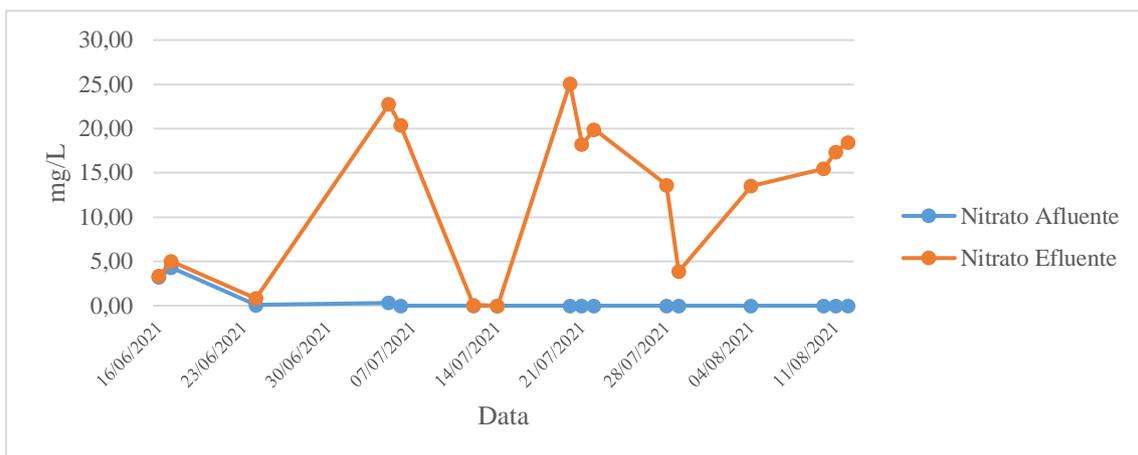


Figura 6: Série histórica Nitrato (mg/L) afluente, efluente. Fonte: Do Autor.

Na Tabela 11 são apresentados os resultados correspondentes a DQO total e filtrada do afluente e do efluente. Pode-se afirmar que houve um crescente desempenho e que apresentou mesmo no período de aclimação ainda resultados promissores de remoção de DQO. Em termos de DQO das amostras filtradas, é notório valores reduzidos nos efluentes, demonstrando eficiência de remoção e indicando o desenvolvimento pleno do sistema. As condições de aclimação proporcionaram uma eficiência média de remoção de DQO de 79% e atingiu a eficiência máxima de 93%. Em escala de



bancada, tratando esgoto sanitário real, semelhante ao usado nessa pesquisa, de baixa DQO (145 a 430 mg/L), com TDH de 6 h, WANG et al. (2006) observaram remoção média de DQO de 75%, bem próxima a desta pesquisa.

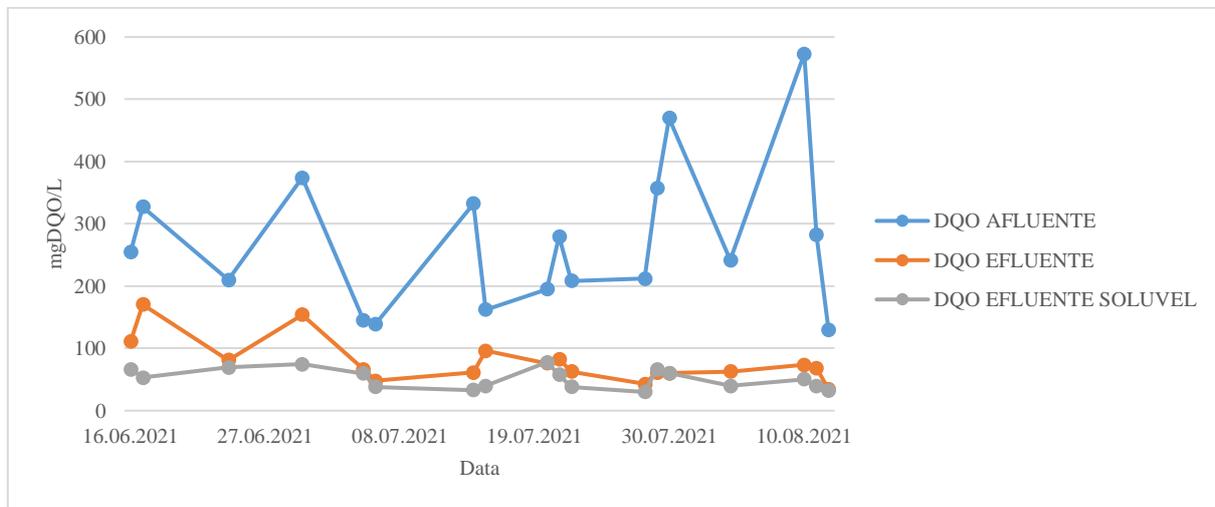


Figura 7: Série histórica DQO (mg/L) afluente, efluente total e filtrado. Fonte: Do Autor.

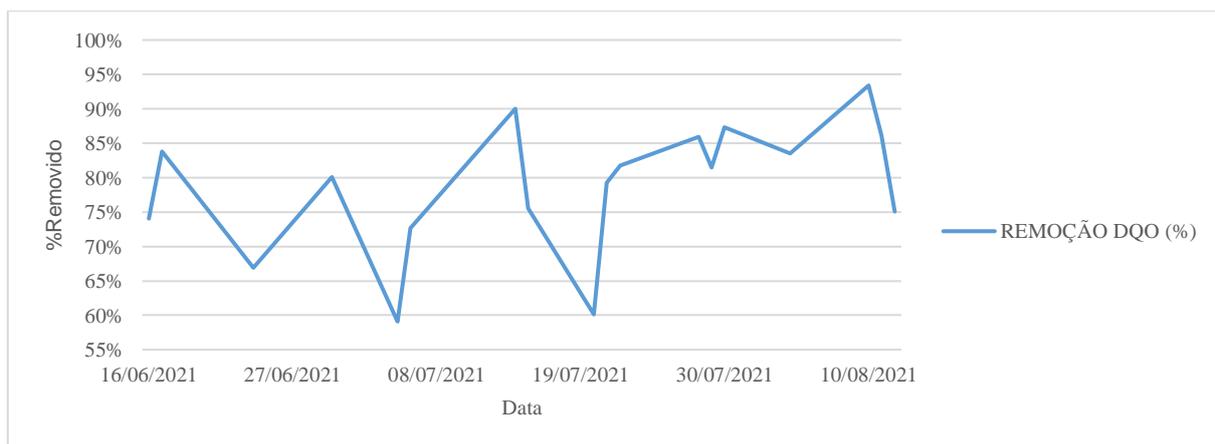


Figura 8: Série histórica de Remoção DQO. Fonte: Do Autor.

Tabela 4: Resultados DQO total e filtrada do afluente e efluente. Fonte: Do Autor.

	DQO (mg/L)		
	Afluente total	Efluente total	Efluente Solúvel
Núm. Dados	18	18	18
Mediana	248,13	67,31	51,72
Mínimo	138,96	34,19	30,00
Máximo	573,00	170,39	77,75
Média	271,90	78,46	53,54
Desvio Padrão	118,52	35,45	15,54

Desenvolvimento do biofilme**Tabela 5: Imagens do Crescimento do biofilme. Fonte: Do Autor.**

16/06/2021	20/06/2021	12/07/2021	28/07/2021	15/08/2021
				

Na fase inicial do processo, os meios suportes se concentraram na parte superior do reator, flutuando, mesmo com a agitação do meio reacional. Contudo, este efeito desapareceu em poucos dias com o desenvolvimento do biofilme. Com fração de recheio de 50% e aeração de 100L/min não houveram áreas estagnadas, entretanto a movimentação das biomídias ocorreu de forma lenta e menos turbulenta.

Talvez as grandes dimensões do suporte utilizado não foram compatíveis com o pequeno volume do reator. Assim em consequência, percebe-se que a fração de recheio máxima admissível está fortemente atrelada à forma e ao tamanho do reator e dos suportes. Contudo, a FR de 50% não pareceu impactar negativamente o desempenho do tratamento já que essa dinâmica levou ao crescimento gradativo das espessuras do biofilme. Pode-se observar ainda um crescimento considerável da biomassa na última semana de aclimação.

Em teste com FR (20, 35 e 50%) MARTÍN-PASCUAL et al. (2012) perceberam um aumento na remoção de matéria orgânica com o aumento da FR, destacando que o biofilme a 50% de FR é também mais maduro, mais colonizado e com maior diversidade funcional microbiana, em comparação com o observado em outras frações.

CONCLUSÕES

Esse trabalho avaliou a partida de um reator do tipo MBBR tratando esgoto sanitário real, utilizando FR de 50%, com a biomídia Biobob®. De acordo com os resultados apresentados foi possível verificar que em termos de remoção de DQO e Amônia de forma consorciada, o sistema se desenvolveu com bom desempenho. Exibiu-se como uma alternativa de grande potencial para o tratamento de efluente sanitário, já que mesmo em fase de aclimação obteve condições promissoras de remoção de matéria orgânica e ótimas de nitrificação, em especial de forma conjunta.

Porém mesmo apresentando bons resultados, talvez o potencial de remoção pudesse ter alcançado constância, em condições de maior mistura, o que demandaria uso de maior potência dos aeradores para proporcionar movimentação melhor e mais uniforme das biomídias em suspensão.

A análise das formas nitrogenadas no efluente tratado, revelou que após o 20º dia de aclimação ocorreu a nitrificação parcial do efluente, com eficiências de remoção oscilando entre 62 a 100%, essa variação pode estar associada pela baixa dinâmica de movimentação das biomídias resultando em dificuldade de difusão no biofilme ou a baixa alcalinidade.

As condições de aclimação proporcionaram uma eficiência média de remoção de DQO mínima de 59% e máxima de 93 %, no entanto a média de 79% destacando ainda assim uma boa performance.

A biomídia Biobob® proporcionou uma ótima adesão do biofilme em pequeno intervalo de tempo e proporcionou que ocorresse de forma simultânea processo de consumo de matéria orgânica e nitrificação. Supostamente suas grandes



dimensões devem influenciar nas frações de recheio a serem usadas, já que em 50% e nas condições de aeração injetada a movimentação foi comprometida.

O pH efluente se manteve dentro dos padrões estabelecidos na resolução COEMA 02/2017, a partir do 9º dia a concentração de amônia também esteve de acordo, porém para nitrito e nitrato os valores limites da resolução foram ultrapassados constantemente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2012) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF.
2. CEARÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA). Portaria de nº02, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado, altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002.
3. COSTA, S. R. **Estudo sobre Métodos Construtivos Utilizados na Implantação de Curso**. Universidade Anhembi Morumbi. São Paulo. 2009.
4. DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G. L., BASSIN, J. P., 2011, **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para O estudo da diversidade microbiana**, 1ª Ed., Rio de Janeiro, Ed. Interciência Ltda.
5. FUJII, FÁBIO YUGO. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. São Paulo : [s.n.], 2011. 109 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
6. JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6 ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.
7. MARTÍN-PASCUAL, J. et al. “Comparative kinetic study of carrier type in a moving bed system applied to organic matter removal in urban wastewater treatment”. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 223, n. 4, p. 1699–1712, 2012.
8. METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2002.
9. MOURA, CARLA DE A. **Avaliação de impactos ambientais em sistema de esgotamento sanitário com disposição oceânica**. 2011. X p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.
10. PASTORELLI, G et al. **Pilot-plant experiments with moving-bed biofilm reactors**, *Water Science and Technology*, v. 36, p. 43-50, 1997
11. PEREIRA, S. P. **Modelagem da qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza (Nordeste do Brasil)**. 2012. 174 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental)-Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
12. RUSTEN, B., EIKEBROKK, B., ULGENES, Y., (2006). Design and operations of the kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34(3):322-331
13. SUBTIL, EDUARDO LUCAS. **Tratamento de águas residuárias utilizando emissários submarinos: avaliação do nível de tratamento para uma disposição oceânica ambientalmente segura**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. doi:10.11606/T.3.2012.tde-12062013-170031. Acesso em: 2021-05-10.



14. VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.
15. WANG, X. J. et al. “Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor”. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 4, p. 824–828, 2006.
16. WHO. Guidelines for safe recreational water environments. Geneva: World Health Organization, 2003. Disponível em : https://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwg1.pdf