

21 – AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM REATOR DE LEITO MÓVEL (MBBR) TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO, COM DIFERENTES APLICAÇÕES DE CARGA ORGÂNICA SUPERFICIAL.

Fábio Campos⁽¹⁾

Biólogo com Mestrado em Eng. Sanitária pela EPUSP; Doutorado em Ciências pela FSP-USP e Pós-Doutorado pela EACH-USP. Especialista em tratamento de água e efluentes, com foco em tecnologias de recuperação de nutrientes e ecossaneamento. Atualmente, exerce o cargo de Técnico de Laboratório IV no Laboratório de Saneamento do Depto. de Engenharia Hidráulica e Ambiental (EPUSP), e é Coordenador da Câmara Setorial de Filtros para Estações de Tratamento de Água, Efluentes e Reúso (CSFETAER).

Rodrigo de Freitas Bueno⁽²⁾

Professor da UFAB – Centro de Eng., Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas.

Fábio Campos Júnior⁽³⁾

Eng. Químico, Mestrando do Programa de Pós Graduação em Eng. Química da EPUSP.

Rosvaldo Catino⁽⁴⁾

Eng. Sanitarista, especialista em tratamento de água e efluentes.

Endereço⁽¹⁾: Rua Kalil Mikail, 92 – Parque Paulistano – São Paulo/SP. CEP 08080-440 – Brasil – Tel: (+5511)98097-3134 – fcampos@usp.br

RESUMO

Tecnologia MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactors*) consiste numa adaptação aos sistemas de lodos ativados obtida mediante a introdução de elementos plásticos (biomédias) de baixa densidade e grande área superficial nos reatores biológicos. A carga orgânica superficial (COS) aplicada é um dos parâmetros operacionais que podem influenciar no comportamento do processo. Neste estudo buscou-se avaliar a influência de diferentes COS no desempenho de uma unidade piloto operando como MBBR no tratamento de esgoto doméstico. Para tanto, testou-se três configurações: COS 4,1 gDQO/m² – 50% fração de enchimento; COS 8,0 gDQO/m² – 50% fração de enchimento e COS 15,2 gDQO/m² – 40% fração de enchimento. Os resultados obtidos indicam um bom desempenho para remoção de matéria orgânica em todas as configurações, com valores de 80%; 86% e 87% de eficiência em termos de DQO_{sol}. Quanto à remoção de nitrogênio, o sistema não apresentou bons resultados, com índices de eficiência de 41%; 44% e 13%, respectivamente, evidenciando a piora com a maior COS aplicada; a biomassa aderida foi quantificada e não apresentou grandes diferenças entre as etapas do estudo. De uma forma geral, o processo se comportou coerente com a literatura, evidenciando seu potencial para tratar grandes cargas orgânicas.

Palavras-chaves: biomassa aderida; carga orgânica superficial; remoção de matéria orgânica

INTRODUÇÃO

A tecnologia de sistema de tratamento de esgoto do tipo MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactors*) foi desenvolvida na Noruega no final da década de 1980, através da parceria firmada entre a companhia Kaldnes Miljøteknologi AS (atualmente, AnoxKaldnes AS), especialista em tratamento de efluentes doméstico e industrial, e o Instituto de Pesquisa em Tratamento de Água da NTNU/SINTEF (NTNU – Universidade Norueguesa de Ciência e Tecnologia, SINTEF – Fundação para a Pesquisa Científica e Industrial), sendo patenteada como Kaldnes Moving Bed Biofilm[®], cujo principal objetivo era o aumento da capacidade de recebimento de carga/tratamento sem implicar em ampliação nas dimensões dos reatores biológicos (RUSTEN *et al.*, 2000; ØDEGAARD; RUSTEN; SILJUDALEN, 1998; ØDEGAARD; RUSTEN; WESTRUM, 1994).

Basicamente, a tecnologia MBBR consiste numa adaptação aos sistemas de lodos ativados obtida por meio da introdução de pequenas peças plásticas de baixa densidade e grande área superficial (biomédias) no interior

dos reatores biológicos (aeróbios, anaeróbios ou anóxicos), que atuam como meio suporte para desenvolvimento do biofilme, o qual, em geral, por apresentar uma estrutura celular mais densa e rica em substâncias exopoliméricas (EPS's), fornecerá uma barreira protetora mais efetiva contra o estresse ambiental, quando comparado ao flocos biológico, conferindo maior robustez ao sistema (KAWAN *et al.*, 2016; FALÁS *et al.*, 2013; MAHENDRAN; LISHMAN, 2012; WEF; 2011; MANNINA; VIVIANI, 2009; RUSTEN *et al.*, 2000; ØDEGAARD; RUSTEN; WESTRUM, 1994). Tal configuração incorpora as melhores características dos processos de crescimento de biomassa em suspensão e de biomassa aderida, conferindo ao processo um aporte considerável de sólidos em suspensão, proporcionando o aumento da população de microrganismos atuantes na depuração do esgoto (QIQI *et al.*, 2012; WEF, 2011).

Comercialmente, encontram-se disponível no mercado biomédias com área superficial específica variando de 450 a 1200m²/m³ permitindo, quando em termos de equivalência com a concentração de sólidos em suspensão por volume do reator, valores típicos da ordem de 1000 a 5000 mgSS/L; seu designer, forma geométrica e matéria-prima empregada, são características elementares para maximizar o desempenho do sistema, permitindo uma maior flexibilidade para futuras atualizações da planta de tratamento sem exigir novas construções (WEF; 2011; ØDEGAARD, 2000). Em geral, a vida útil das biomédias pode variar entre 10 e 30 anos, sem apresentar desgaste ou necessidade de substituição/reposição (ØDEGAARD; RUSTEN; SILJUDALEN, 1998).

Dentre os fatores que afetam o desempenho do processo de tratamento MBBR pode-se citar a fração de enchimento do volume do reator com biomédia; a área específica protegida disponível; a presença de oxigênio dissolvido; as condições de fluxo e mistura (nível de turbulência); desenvolvimento do biofilme e a carga orgânica aplicada (KAWAN *et al.*, 2016; BARWAL; CHAUDHARY, 2014).

Em relação à taxa de carga orgânica aplicada ao sistema MBBR, pelas características do processo, ela deverá ser relacionada à área superficial total da biomédia presente no reator e expressa em termos de carga orgânica superficial (COS – g/m².d), podendo, para efeito de comparação ser expressa, também, como carga orgânica volumétrica (COV) (FONSECA, 2016; OLIVEIRA; VOLSCHAN JÚNIOR; PIVELI, 2013). ØDEGAARD (2000) avalia que taxas na faixa de 15 a 60 gDBO/m².d, podem produzir remoções da ordem de 85% a 95%; a agência técnica-educacional Water Environment Federation (WEF) classifica, para efeito de dimensionamento de sistemas MBBR, como processo de Taxa elevada, Taxa normal e Taxa baixa, processos com COS superior a 20; 5 a 15 e até 5 gDBO/m².d, respectivamente (WEF, 2011).

Diversos trabalhos já publicados exploram a variação da taxa de carga orgânica aplicada (COS e COV) e os índices de eficiência alcançados para remoção de matéria orgânica em sistemas MBBR. A Tabela 1 apresenta alguns estudos conduzidos com esse objetivo.

Tabela 1 – Resultados obtidos em estudos com variação de COS/COV em sistemas MBBR

Autores	TDH (h)	COS (g/m ² .d)	COV (kg/m ³ .d)	Efic. (%)
Brito; Kligerman; Oliveira (2019)	7,8	-	1,7 (DQO)	90
Brito; Kligerman; Oliveira (2019)	7,8	-	0,85 (DQO)	90
Zilli; Barros; Riella (2016)	8-12	6 a 8 (DQO)	0,8 A 1,0 (DQO)	90-92
Sombatsompop <i>et al.</i> (2011)	-	-	0,59-2,36 (DQO)	60-80
Bassin <i>et al.</i> (2014)	12	12,8 (DQO)	-	90
Javid <i>et al.</i> (2013)	1-4	2,4-11,6 (DBO)	0,7-3,5 (DBO)	88
Jordão; Volschan Jr.; Bahiense (2011)	-	3,9-11,0 (DBO)	0,37-1,0 (DBO)	89-95
Aygun; Nas; Berkday. (2008)	4-8	6-96 (DQO)	-	45-95
Orantes; Gonzalez-Marinez (2003)	-	40 (DQO)	-	57
Orantes; Gonzalez-Marinez (2003)	-	3-7 (DQO)	-	79-81
Andreottola <i>et al.</i> (2000)	3-7	5,4 (DQO)	0,6 (DQO)	76-92

Estudos conduzidos por Øddegard (2000) demonstram haver uma correlação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e altas taxas de aplicação de cargas orgânicas com a eficiência do sistema, por serem grandezas inversamente proporcionais, quando o sistema operar com altas taxas, o baixo tempo de permanência do esgoto no reator pode prejudicar seu desempenho, posto que apenas a fração de matéria orgânica solúvel seria consumida, enquanto a parcela particulada poderia ser perdida juntamente com o efluente final; outro problema associado a altas taxas de carregamento orgânico apontado pelo autor é a má sedimentabilidade do lodo, novamente em função da não coagulação do material particulado; Andreottola *et al.* (2000) verificou, em seus trabalhos, o aumento da concentração de nitrito (nitrificação parcial) quando da introdução de altas taxas de cargas orgânicas. Dessa forma, independentemente dos avanços obtidos no estudo dessa tecnologia, ainda há desafios a serem enfrentados.

O presente trabalho teve por objetivo contribuir na compreensão do efeito do aumento gradual da carga orgânica superficial aplicada a um sistema de MBBR na eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenada em esgoto doméstico.

MATERIAL E MÉTODO

A pesquisa foi desenvolvida por meio de experimento em escala piloto, com operação de um sistema de tratamento de esgoto do tipo MBBR; a unidade piloto foi instalada no Centro de Pesquisa em Saneamento (CPS) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP), localizado no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH). O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24 °C e pluviosidade média anual de 469 mm.

O esgoto utilizado para alimentar a unidade piloto era proveniente do Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo (CRUSP), campus Butantã, onde, por meio de uma estação elevatória (EE) constituída por um poço de sucção executado em concreto armado com uma bomba submersível, era recalçada para a área do estudo, sendo direcionado primeiramente para um sistema de tratamento preliminar, constituído por um gradeamento, canal de areia, calha parshall, caixa separadora água-óleo e, por fim, caixa de acúmulo e sucção de onde era derivado e aplicado ao reator por meio de uma bomba de deslocamento positivo modelo NEMO, da marca Netzsch. A Figura 1 ilustra esse sistema de tratamento preliminar.



Figura 1 – Sistema de tratamento preliminar: (a) Gradeamento; (b) Canal de areia; (c) caixa separadora água/óleo (vista lateral e superior)

A unidade piloto foi confeccionada em um tambor de polietileno de alta densidade (PAD) com volume total em torno de 450 L e volume útil de 400 L, sendo inserido em seu interior um sistema de difusor tubular de

bolha fina em silicone, gentilmente cedido pela empresa Krieger/Bioworks, ligado a um compressor, com função de manter a mistura completa e os níveis desejáveis de oxigênio dissolvido (OD).

A biomídia utilizada no estudo é comercializada com o nome PZE 665, gentilmente cedida pela empresa Enviromex Brasil, de formato cilíndrico, com as seguintes características:

- Matéria-prima: densidade virgem;
- Densidade: 0,96 g/cm³;
- Área superficial total: 850 m²/m³;
- Área superficial protegida: 665 m²/m³;
- Área superficial protegida por peça: 2068,26 mm²;
- Dimensões: 16 mm diâmetro x 10 mm de comprimento;
- Porosidade: 82% .

A Figura 2 ilustra o fluxograma operacional completo do sistema de MBBR, e a Figura 3 apresenta o esquema da unidade piloto.

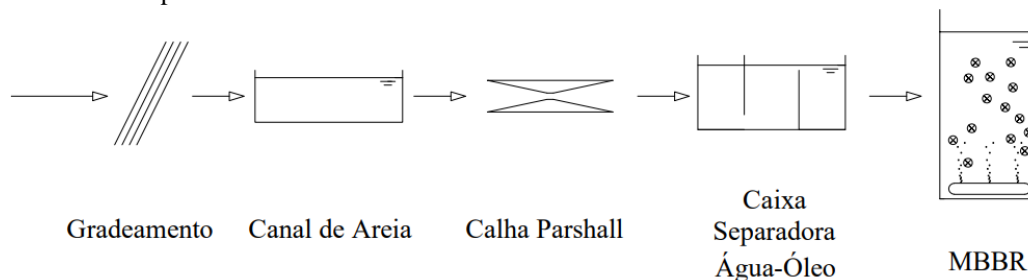


Figura 2 – Fluxograma operacional completo da unidade piloto de MBBR

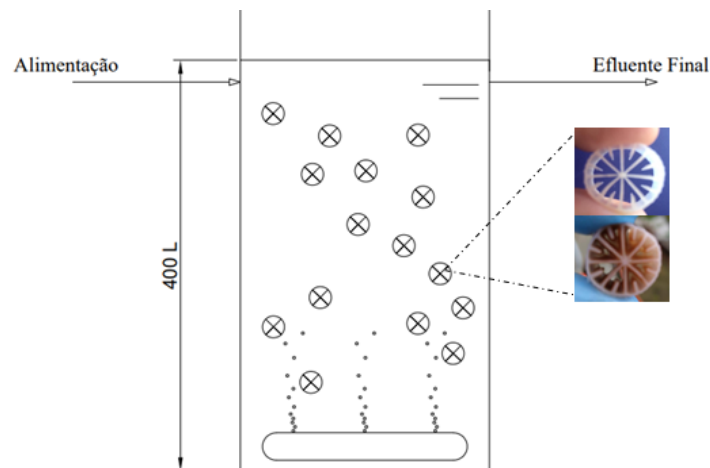


Figura 3 – Desenho esquemático da unidade piloto de MBBR

Como delineamento experimental, com o intuito de variar a COS aplicada ao reator, buscou-se alterar as condições de vazão e da fração de enchimento de biomédias. Dessa forma, o experimento foi dividido em três fases, nas duas primeiras fases, partiu-se de fração de enchimento de 50%, com COS de 4 e 8 gDQO/m².d, respectivamente; e na terceira fase, mediante a retirada de 40 L de peças, manteve-se uma fração de enchimento de 40% para COS de 16 gDQO/m².d. Os valores utilizados no experimento, no que tange à fração de enchimento, são condizentes com o preconizado pela NBR-ABNT 12.209/2011 que admite sistemas MBBR com fração de enchimento entre 30 e 70%, bem como o preconizado na literatura internacional (RUSTEN *et al.*, 2006); da mesma forma, as taxas de COS aplicadas são coerentes com os estudos citados na Tabela 1.

Tanto o esgoto (amostra composta de 24 horas) como o efluente produzido pelo processo, foram caracterizados através da determinação das variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio total e solúvel (DBO_{5,20}); Demanda Química de Oxigênio total e solúvel (DQO); série nitrogenada (amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio total kjeldhal); fósforo total; alcalinidade; pH e sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis (SST, SSF, SSV). As metodologias analíticas utilizadas seguiram à 23ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, APHA / AWWA / WEF (2017).

Diariamente foram feitas aferições e eventuais correções na vazão aplicada à unidade piloto, bem como a verificação da temperatura do ar e do conteúdo do reator.

Quanto à estimativa da quantidade de biofilme aderido às biomédias, o método empregado para extração do biofilme do meio suporte seguiu a sequência proposta por Campos (2014, como detalhado abaixo).

- Em cada determinação, foram coletados biomédias do tanque de aeração, separando-os com auxílio de uma peneira;
- As biomédias coletadas eram transferidas para um frasco do tipo falcon, em número de 10 unidades totalizando 32 mL, adicionando-se, em seguida, água destilada;
- O frasco era mantido em vibração durante 10 minutos para a pré-soltura do material aderido;
- O conteúdo do frasco era transferido para uma cápsula de porcelana e cada elemento raspado em suas superfícies externa e interna com escova de uso odontológico;
- Ao mesmo tempo da raspagem, os suportes eram lavados com água destilada, recolhendo-se todo o volume produzido em um bécker;
- Após essas etapas, o conteúdo de biomassa obtido era submetido à análise de sólidos em suspensão e expresso em massa de biofilme (m).

Com os valores de massa de biofilme obtidos por meio do procedimento descrito, prosseguia-se com as determinações da cobertura da biomédia (g/m²) e da massa total de biofilme presente no reator. Para tanto, primeiramente, foi determinada a área superficial disponível, em termos de biomédias, para cada situação de fração de enchimento, como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores de área/volume de biomédias aplicados ao experimento

Volume útil do reator: 400 L Área superf. protegida: 650 m ² /m ³ .d	Fração de enchimento (%)	Vol. Biomédias (L)	Área superficial protegida disponível (m ²)
	50	200	130
	40	160	104

Em seguida, extrapolou-se a área superficial protegida de uma peça (2068,26 mm²) para o total de 10 unidades, obtendo-se o valor de 0,021 m². Feito isso, foi possível estimar a área de cobertura da biomédia por biofilme através da Equação (01).

$$CB = \frac{m}{0,021} \quad \text{Eq (01)}$$

Onde:

CB = concentração de biofilme na biomédia (g/m²);

m = massa de biofilme (g);

0,021 = área de 10 unidades de biomédia (m²).

De posse dos valores de CB, era determinada a massa total de biofilme aderido disponível no reator para cada situação de fração de enchimento, como descrito na Equação (02).

$$MB = CB \times A_{sup} \quad \text{Eq (02)}$$

Onde:

MB = massa total de biofilme (g)

CB = concentração de biofilme na biomassa (g/m^2);

A_s = área superficial disponível da biomassa para cada fração de enchimento (m^2)

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Caracterização do esgoto e variáveis operacionais

Quanto ao esgoto doméstico afluente à unidade piloto de MBBR, a Tabela 3 apresenta os resultados referentes ao monitoramento durante o período de estudo.

Tabela 3 – Caracterização do esgoto afluente à unidade piloto de MBBR

Variável	n	Média e desvio padrão	Variável	n	Média e desvio padrão
DQO total (mgO_2/L)	26	522±162,9	P total (mgP/L)	16	7,2±1,02
DQO sol (mgO_2/L)	26	249±113,2	Alcalinidade (mgCaCO_3/L)	20	202±39,04
DBO total (mgO_2/L)	11	291±40,5	pH	20	7,0±0,28
DBO sol (mgO_2/L)	11	153±34,4	SST (mg/L)	26	186±80,1
N-NH ₄ ⁺ (mgN/L)	22	56±16,3	SSF (mg/L)	26	23±19,0
NTK (mgN/L)	12	62±4,7	SSV (mg/L)	26	163±66,0

Com base nessa caracterização, comparando-se os resultados médios obtidos para carga orgânica e nutrientes com os valores típicos de literatura, observa-se que o mesmo pode ser classificado como forte, e em relação aos sólidos presentes, situa-se como médio (METCALF & EDDY, 2004).

No que se refere às variáveis operacionais, observaram-se alterações em seus valores decorrentes das mudanças impostas ao longo do estudo, a Tabela 4 apresenta uma estatística descritiva para cada configuração da operação.

Tabela 4 – Estatística descritiva das variáveis operacionais ao longo do estudo

Fração de Enchimento (%)	Estatística descritiva	Q (m^3/d)	TDH (h)	COS ($\text{gDQO}/\text{m}^2.\text{d}$)	COV ($\text{kgDQO}/\text{m}^3.\text{d}$)
50	Média	1,62	6	4,1	1,3
	Máximo	1,87	6,7	5,0	1,6
	Mínimo	1,44	6,1	3,8	1,3
	Desv. Padrão	0,18	0,6	0,5	0,2
50	Média	1,99	4,9	8,0	2,6
	Máximo	2,30	5,6	8,7	2,8
	Mínimo	1,73	4,2	6,1	2,0
	Desv. Padrão	0,21	0,5	0,9	0,3
40	Média	2,81	3,4	15,2	3,9
	Máximo	2,88	4,6	17,8	4,6
	Mínimo	2,45	3,3	12,8	3,3
	Desv. Padrão	0,18	0,2	1,9	0,5

De acordo com os dados dispostos na Tabela 4, foi possível seguir o delineamento experimental proposto na Metodologia, impondo ao sistema de MBBR os valores de COS previstos com pouca variação.

Quanto à temperatura do conteúdo do reator, durante o período de monitoramento houve poucas variações, mantendo-se na faixa de 22,8±1,8 °C, muito próximo dos valores obtidos para a temperatura do ambiente, de

22,3±2,1 °C; em relação à concentração de OD medido diretamente no reator, ocorreram variações na faixa de 1,8 a 4,6 mgO₂/L, garantindo que não houvessem prejuízos para a mistura total das biomídias.

Caracterização do efluente final

Com a primeira configuração imposta (COS de 4,1 gDQO/m².d-50% fração de enchimento), o efluente final produzido manteve média de DQO_{total} de 107 mgO₂/L e DQO_{solúvel} de 36 mgO₂/L, indicando uma boa remoção de matéria orgânica coloidal, porém, considerável perda de sólidos, com média de 128 mgSST/L; com relação aos compostos nitrogenados, obteve-se as médias de 47 mgN/L para amônia, 1,1 mgN/L de nitrito e 0,41 mgN/L de nitrato. Com a segunda configuração imposta (COS 8,0 gDQO/m².d-50% fração de enchimento), o efluente final manteve-se na média de 172 mgO₂/L para DQO_{total} e 41 mgO₂/L para DQO_{solúvel}, mantendo a boa remoção de material coloidal e uma perda de sólidos de 53 mgSST/L; a amônia apresentou média de 31 mgN/L, enquanto que nitrito e nitrato não foram detectados nas análises. Por fim, na última configuração testada (COS 15,2 gDQO/m².d-40% fração de enchimento), o efluente final demonstrou uma melhora nos resultados de DQO_{total}, com média de 82 mgO₂/L, e manteve os bom desempenho para DQO_{solúvel}, com média de 34 mgO₂/L, reflexo da diminuição da concentração média de sólidos em suspensão totais, com média de 24 mgSST/L; já para amônia, os valores mantiveram-se altos, com média de 39 mgN/L, enquanto que nitrito e nitrato apresentaram médias de 0,37 mgN/L e 0,20 mgN/L, respectivamente.

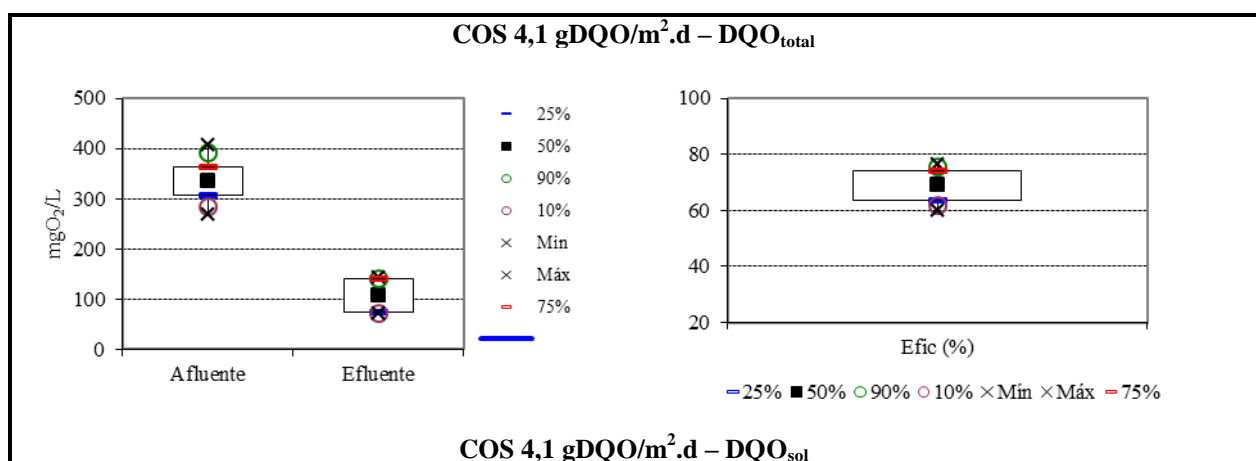
De uma forma geral, os valores obtidos tanto para alcalinidade como para pH, no efluente final, demonstram relativa estabilidade ao longo do monitoramento, com médias de 160 mgCaCO₃/L e 6,9, respectivamente.

Os valores relativamente altos para a variável DQO_{total} medidas no efluente final, podem ser reflexo tanto dos baixos TDH's aplicados ao sistema, como pela má separação sólido/líquido. Ensaios pontuais para determinação do IVL do lodo em suspensão do tanque de aeração indicaram valores da ordem de 925 mL/g, evidenciando uma má sedimentabilidade que pode provocar arraste de sólidos no efluente final (Øddegard, 2000; Andreottola *et al.*, 2000).

Quanto a concentração dos compostos nitrogenados observados no efluente, as taxas de COS empregadas podem ter impactados negativamente na condução da conversão de amônia e, portanto, limitado a nitrificação, contudo, as baixas concentrações de nitrito e nitrato medidas no efluente evidenciam a ocorrência da desnitrificação simultânea. Por fim, diferentemente do reportado por Andreottola (2000), as altas taxas de COS aplicadas não resultaram em acúmulo de nitrito durante todo o estudo.

Correlação da COS e eficiência de remoção

O desempenho do reator referente às remoções de matéria orgânica e nitrogenada foi avaliado para cada taxa de COS aplicada. As Figuras de 4 a 6 ilustram, na forma de Box-Plot os resultados obtidos para remoção de matéria orgânica expressa na forma de DQO.



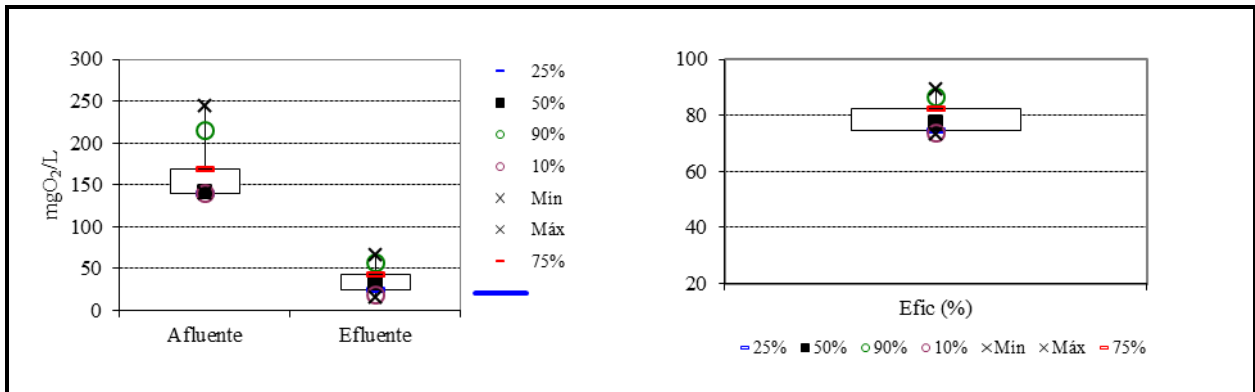


Figura 4 – Box-Plot das concentrações de DQO_{total} e DQO_{sol} e eficiência de remoção para COS 4,1 $gDQO/m^2.d$

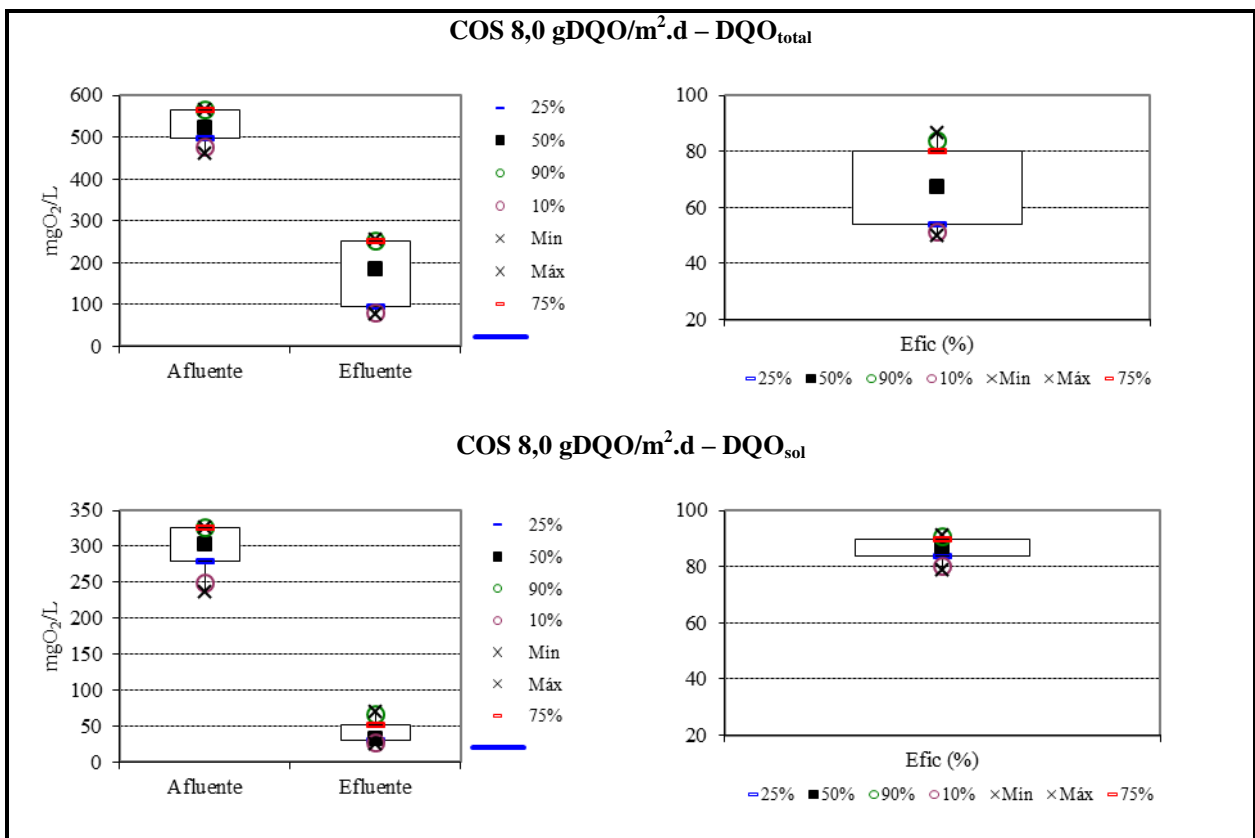


Figura 5 – Box-Plot das concentrações de DQO_{total} e DQO_{sol} e eficiência de remoção para COS 8,0 $gDQO/m^2.d$

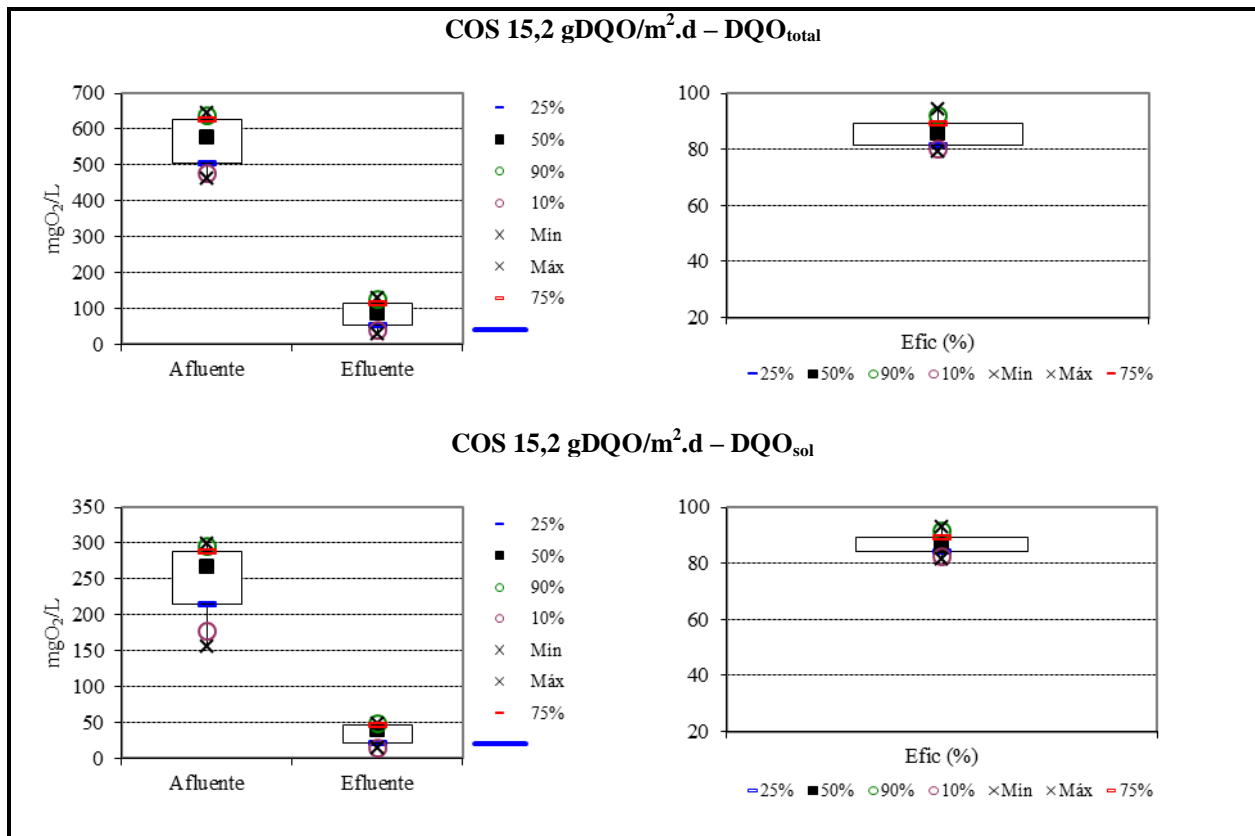


Figura 6 – Box-Plot das concentrações de DQO_{total} e DQO_{sol} e eficiência de remoção para COS 15,2 gDQO/m².d

Como já avaliado, a perda de sólidos junto ao efluente final acabou prejudicando a qualidade no que se refere à concentração de matéria orgânica, sobretudo, nas fases com COS de 4,1 e 8,0 gDQO/m².d, onde, de acordo com os box-plot de DQO_{total}, a média de eficiência foi de 69% e 67%, respectivamente; curiosamente, o mesmo não se observou na última fase, com COS de 15,2 gDQO/m².d, onde a eficiência média foi de 86%. Já em relação ao desempenho do sistema, excluindo-se a influência dos sólidos presentes no efluente final, com base na determinação da DQO_{sol}, os resultados foram satisfatórios, mantendo-se com médias de 80%; 86% e 87% para cada fase, semelhantes aos verificados nos estudos dispostos na Tabela 1.

Interessante ressaltar que os estudos conduzidos por Aygun; Nas; Berktaş. (2008), envolvendo a operação de sistemas de MBBR com 5 diferentes taxas de COV (6; 12; 24; 48 e 96 gDQO/m².d) e baixo TDH (4h), evidenciaram uma queda no desempenho com o aumento da carga de matéria orgânica aplicada por área de biomódia, diferentemente do observado nesse trabalho.

No que tange a eficiência do processo quanto à remoção de amônia, as Figuras de 7 a 9 ilustram o comportamento ao longo do estudo.

COS 4,1 gDQO/m².d – N-NH₄⁺

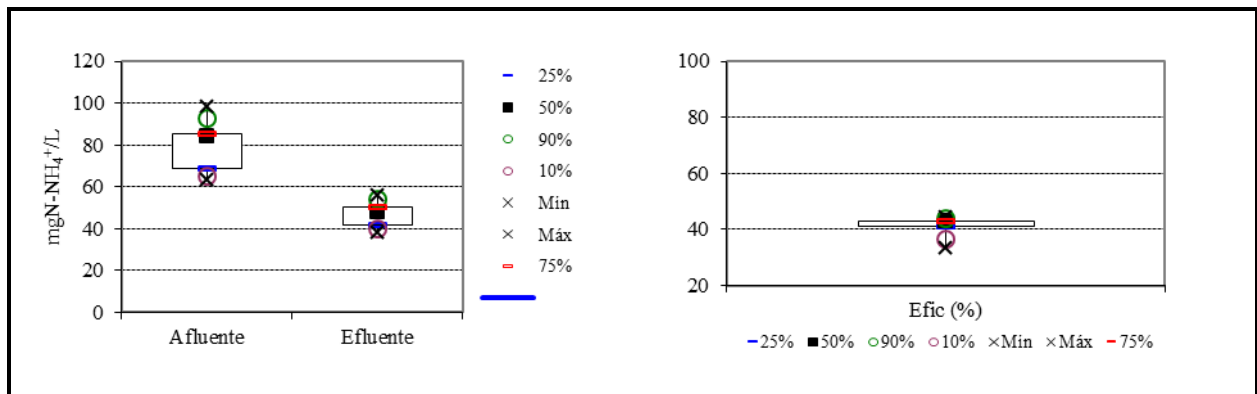


Figura 7 – Box-Plot da concentração de amônia e eficiência de remoção para COS 4,1 gDQO/m².d

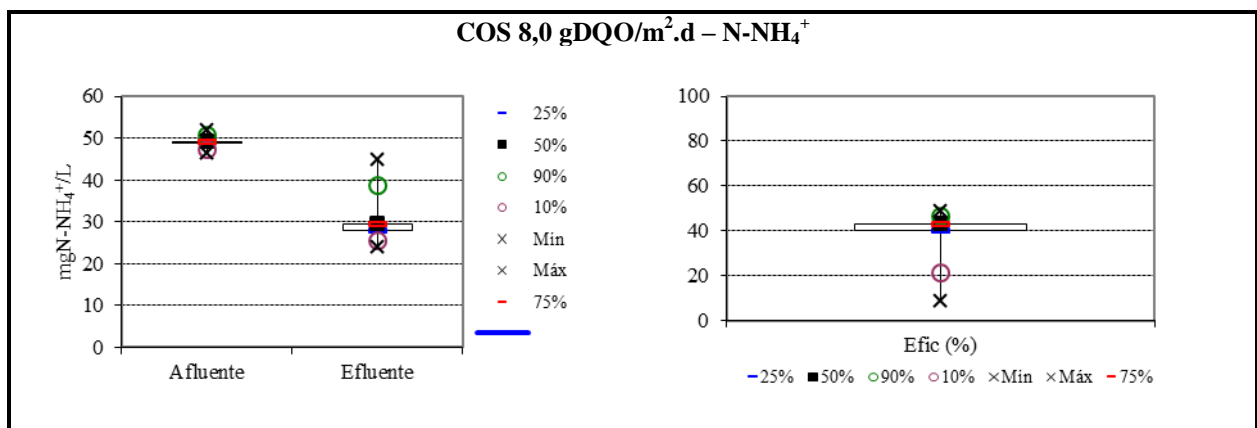


Figura 8 – Box-Plot da concentração de Amônia e eficiência de remoção para COS 8,0 gDQO/m².d

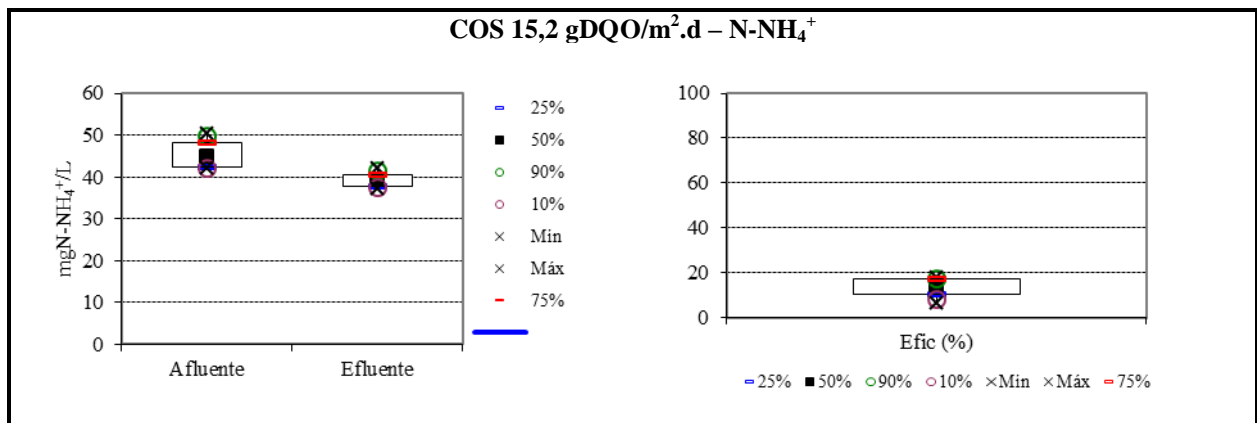


Figura 9 – Box-Plot da concentração de Amônia e eficiência de remoção para COS 15,2 gDQO/m².d

Os dados apresentados nas Figuras de 7 a 9 reforçam o pobre desempenho da unidade piloto na remoção de amônia, sobretudo, com a máxima taxa de COS empregada, reforçando a relação entre aplicação de altas taxas de matéria orgânica com baixa nitrificação (LIMA; DEZOTTI; BASSIN, 2015; ØDEGAARD; RUSTEN; WESTRUM, 1994); outro fator que pode ter contribuído na baixa eficiência do processo quanto à remoção de compostos nitrogenados é a baixa relação DQO/N (8±0,9) e os baixos TDH's. Liu *et al.* (2020)

comentam que o fenômeno de nitrificação-desnitrificação simultânea é favorecido, geralmente, mediante a alta relação DQO/N (>10), valores de TDH superiores a 12h e operação em fluxo não-contínuo (bateladas).

Avaliação do desenvolvimento do biofilme aderido

O impacto das variações das condições operacionais no desenvolvimento do biofilme aderido às biomédias foi estimado mediante a sua quantificação e emprego das Equações 01 e 02; dessa forma, as Figuras de 10 a 12 apresentam séries históricas do comportamento da cobertura da biomédia pelo biofilme (g/m^2), bem como a biomassa total aderida (g) para cada etapa da pesquisa.

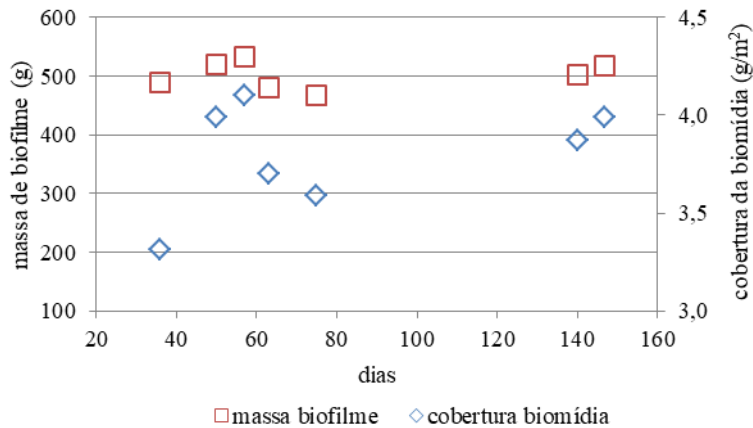


Figura 10 – Série histórica da estimativa de biofilme aderido com COS 4,1 $\text{gDQO}/\text{m}^2.\text{d}$

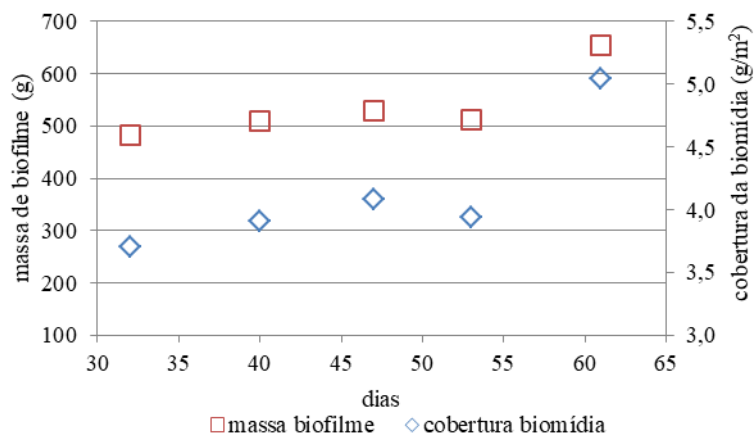


Figura 11 – Série histórica da estimativa de biofilme aderido com COS 8,0 $\text{gDQO}/\text{m}^2.\text{d}$

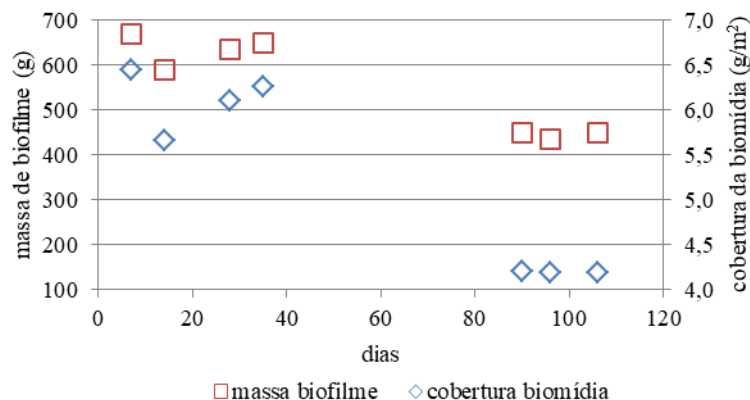


Figura 12 – Série histórica da estimativa de biofilme aderido com COS 15,2 gDQO/m².d

De acordo com os valores apresentados, é possível verificar uma estabilidade na quantidade de biomassa aderida durante todo o experimento, com valores médios de 524±65,9g; 537±68,0g e 549±111,7g, respectivamente. Quanto à presença de biofilme por metro quadrado de biomídia, os dados demonstram coerência em relação à fração de enchimento, já que nas duas primeiras fases com a mesma fração (50%) as médias obtidas foram muito próximas com 4,0±0,6 g/m² e 4,1±0,5 g/m², quando houve a diminuição na quantidade de peças com a redução da fração para 40%, esse valor aumentou para 5,3±1,1 g/m²; contudo, nesta última fase é possível observar, junto à Figura 12, uma tendência de queda seguida de estabilização em um patamar mais baixo, para esses valores.

Levando-se em conta a característica da biomídia quanto à sua porosidade (82%), foi possível avaliar para cada condição operacional o volume real de líquido no reator e, a partir dessa informação, inferir os resultados de massa obtidos para o biofilme aderido em termos de sólidos em suspensão. A Tabela 5 apresenta esses valores calculados.

Tabela 5 – Volume disponível para o líquido no reator (400L)

Fração de enchimento (%)	Vol. teórico de biomídias (L)	Vol. ocupado por líquido na fração de biomídia (L)	Vol. total disponível de líquido no reator (L)
50	200	164	364
50	200	164	364
40	160	131	371

Com os valores apresentados na Tabela 5 foi feita uma extrapolação da quantidade de biomassa aderida para a forma de biomassa em suspensão, chegando aos valores de 1438±169,2 mg/L; 1476±167,0 mg/L e 1494±262,3 mg/L, valores bem baixos quando comparados com a faixa de 3000 a 4000 mgSST/L indicado pela literatura (ØDEGAARD; RUSTEN; WESTRUM, 1994).

CONCLUSÃO

Ao término desse estudo foi possível chegar às seguintes conclusões:

- Foi possível obter um bom desempenho do sistema para remoção de matéria orgânica (expressa em DQO), mesmo com a máxima carga orgânica superficial aplicada, porém, o mesmo não foi observado para a remoção de compostos nitrogenados;
- A diminuição em 10% da fração de enchimento resultou em prejuízo para a remoção dos compostos nitrogenados, não impactando de forma significativa nos demais parâmetros observados;
- Os baixos TDH's aplicados resultaram em lodo mal floculado, ocasionando perda de sólidos no efluente;

- Em termos de biomassa aderida, não foi possível observar diferenças em suas quantidades durante todo o período de monitoramento, mesmo frente à variação de carga orgânica aplicada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. NBR-12.209. *Norma Brasileira para Elaboração de Projetos Hidráulico-sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários*. Rio de Janeiro. 2011.
2. APHA/AWWA/WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23ª Edição, Washington DC. 2017.
3. ANDREOTTOLLA, G.; FOLADORI, P.; RAGAZZI, M.; TATÀNO, F., *Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater*. *Water Science and Technology*, vol. 41. pp 375-382, 2000.
4. 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*, vol. 25(9), pp 1311-1316, 2008.
5. BARWAL, A.; CHAUDHARY, R., *To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review*. *Rev. Environm. Sci. Biotechnol.*, vol. 13, pp 285-299, 2014.
6. BRITO, P.C.; KLIGERMAN, D.C.; OLIVEIRA, J.L.M., *Desempenho de um reator de leito móvel (MBBR) em escala de bancada com diferentes concentrações de carga orgânica*. 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Natal(RN)/Brasil, 2019.
7. CAMPOS, F., *Influência do Recebimento de Lixiviado de Aterro Sanitário Sobre o Tratamento de Esgoto em Processo de Lodo Ativado e Reator Integrado de Lodo Ativado com Biofilme em Leito Móvel*. Tese (doutorado) apresentada à Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (FSPUSP), 2014.
8. FALÅS, P.; LINGRÉE, P.; JANSEN, J.L.C.; SIEGRIST, H., *Micropollutant removal by attached and suspended growth in a hybrid biofilm-activated sludge process*. *Water Research*, v. 47, n. 13, p. 4498–4506. 2013.
9. FONSECA, D.L., *Desempenho de sistemas MBBR em diferentes condições de recheio e vazão: estudo em escala piloto e laboratorial*. Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de pós-graduação em Engenharia Química (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.
10. 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 Environment Research*, vol. 7(4), pp 963-972, 2013.
11. JORDÃO, E.P.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; BAHIENSE, J., *Comportamento e desempenho do processo de lodos ativados de leito móvel (MBBR) – cinco anos de investigações*. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Porto Alegre (RS)/Brasil, 2011.
12. KAWAN, J.A.; HASAN, H.A; SUJA, F.; JAAFAR, O.B.; ABD-RAHMAN, R., *A review on sewage treatment and polishing using Moving Bed Bioreactor (MBBR)*. *Journal of Eng. Science and Technology*, vol. 11 (08), pp 1098-1120, 2016.
13. LIMA, P.S.; DEZOTTI, M.W.C.; BASSIN, J.P., *Emprego do sistema de reator de leito móvel com biofilme em dois estágios para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal de efluente*

sintético. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Rio de Janeiro (RJ)/Brasil, 2015.

14. LIUI, T.; JIA, G.; XU, J.; HE, X.; QUAN, X., *Simultaneous nitrification and denitrification in continuous flow MBBR with novel surfacemodified carriers*. Journal Environmental Technology, <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1735526>, 2020.
15. MAHENDRAN, B.; LISHMAN, S.N., *Structural physicochemical and microbial properties of flocs and biofilms in integrated fixed-film activated sludge (IFFAS) systems*. Water Research, vol. 46, pp 5085-5101, 2012.
16. MANNINA, G.; VIVIANI, G., *Hybrid moving bed biofilm reactors: An effective solution for upgrading a large wastewater treatment plant*. Water Sci. Technol., vol. 60, pp 1103-1116, 2009.
17. METCALF & EDDY, *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4ª edição, G. Tchobanoglous, F. L Burton, H. D. Stensel (Editores), McGraw-Hill, Nova Yorque. 2004.
18. ØDEGAARD H., *Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes*. Water Science & Technology, vol 42(12), pp33-48, 2000.
19. ØDEGAARD H., RUSTEN B., WESTRUM T., *A new moving bed biofilm reactor – application and results*. Water Science and Technology, n. 29, v. 1011, p. 157-165, 1994
20. ØDEGAARD H.; RUSTEN B.; SILJUDALEN J., *The development of the Moving Bed Biofilm Process— From Idea to Commercial Product*, Proceedings of WEC/EWPCA/ IWEM Speciality Conference, Innovations 2000, Cambridge, UK, 1998
21. ODEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J., *The influence of carrier size and shape in the moving Modeling hydrolysis processes considering bed biofilm process*. Water Science Technology, vol. 41, pp 383-391, 2000
22. OLIVEIRA, D.M.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; PIVELI, R.P., *Avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR/IFAS e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário*. Revista DAE, no. 193, pp 46 – 55, 2013.
23. ORANTES, J.C.; GONZALEZ-MARTINEZ, S., *A new low-cost biofilm carrier for the treatment of municipal wastewater in a moving bed reactor*. Water Science Technology vol.48(11/12), pp 243–250, 2003.
24. QIQI, Y.; QIANG, H.; IBRAHIM, T., *Review on Moving Bed Biofilm Processes*. Pakistan Journal of Nutrition, vol. 11 (09), pp 706-713, 2012.
25. RUSTEN, B.; EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y.; LYGREN, E. *Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors*. Aquacultural Engineering, vol. 34(03), pp 322–331, 2006.
26. RUSTEN, B., HELLSTROM, B. G., HELLSTROM, F., SEHESTED, O., SKJELFOSS, E., SVENDSEN, B., *Pilot Testing and Preliminary Design of Moving Bed Biofilm Reactors for Nitrogen Removal at the FREVAR Wastewater Treatment Plant*, Water Science and Technology, v. 42, n. 4/5, páginas 13-20, 2000
27. SOMBATSOMPOP, K.; SONGPIM, A.; REABROI, S.; INGKOM-NGAM, P., *A comparative study of sequencing batch reactor and moving bed sequencing batch reactor for piggery wastewater treatment*. Maejo International Journal of Science and Technology vol. 5(02), pp 191-203, 2011.

28. WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Biofilm reactors: WEF manual of practice no. 35*. Alexandria: McGraw Hill, 2011.
29. ZILLI, R.P.; BARROS, V.G.; RIELLA, H.G., *Avaliação do desempenho de um reator de leito móvel com biofilme (MBBR) na nitrificação de efluente sanitário*. XVII Simpósio Luso-Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental (XVII SILUBESA), Florianópolis (SC)/Brasil, 2016.