



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

RODOLFO DOS SANTOS DE AGOSTINI

Avaliação do desempenho, da formação de depósitos e da composição da microbiota em um reator anaeróbio com membranas (ANMBR) tratando esgoto sanitário

VITÓRIA
OUTUBRO/2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

RODOLFO DOS SANTOS DE AGOSTINI

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO, DA FORMAÇÃO DE DEPÓSITOS E DA
COMPOSIÇÃO DA MICROBIOTA EM UM REATOR ANAERÓBIO COM
MEMBRANAS (ANMBR) TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental, na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves

Coorientador: Eduardo Lucas Subtil

VITÓRIA

OUTUBRO/2023

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

A275a Agostini, Rodolfo dos Santos de, 1985-
Avaliação do desempenho, da formação de depósitos e da composição da microbiota em um reator anaeróbio com membranas (AnMBR) tratando esgoto sanitário / Rodolfo dos Santos de Agostini. - 2023.
141 f. : il.
Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.
Coorientador: Eduardo Lucas Subtil.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. AnMBR. 2. Fouling. 3. Metagenômica. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Subtil, Eduardo Lucas. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

RESUMO

Os reatores anaeróbios com membranas (AnMBR) têm ganhado destaque nos últimos anos, sobretudo por sua capacidade de dissociar o tempo de detenção hidráulico do tempo de retenção celular, permitindo o crescimento lento dos microrganismos anaeróbios, a adoção de elevadas cargas orgânicas e a obtenção de efluentes de qualidade com boa produtividade de metano. Um dos principais fatores limitantes dos reatores AnMBR é a formação de depósitos nas membranas (*fouling*), que está associado a uma complexa interação de fatores biológicos, físicos e químicos que ocorre nos reatores, afetando de maneira importante a pressão transmembrana e o fluxo de permeado. O presente trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho de um AnMBR tratando efluente sanitário em escala piloto e caracterizar a camada de *fouling* física e microbiologicamente. Este trabalho foi dividido em três artigos. No primeiro artigo foi avaliada a eficiência do tratamento do reator AnMBR em comparação a um reator UASB, tratando o mesmo efluente sanitário. O reator AnMBR apresentou maior eficiência quanto a remoção de matéria orgânica, sólidos e patógenos, com eficiências de remoção de DQO de $87,1 \pm 8,1\%$, de SST de $95 \pm 5\%$ e de *E. Coli* de 10^6 . No segundo artigo foi realizada a caracterização da camada de *fouling*. Foi constatado uma importante influência da camada de torta na redução da permeabilidade das membranas, sendo responsável por 80,1% da resistência total à filtração. Os resultados obtidos apontam um papel dos biopolímeros no processo de formação do *fouling* nas membranas. No terceiro artigo foi realizada a caracterização microbiológica do licor misto do reator e da camada de *fouling*. Foi observada grande diversidade microbiológica no reator destacando-se um núcleo de microrganismos formados pelas classes *Deltaproteobacteria*, *Clostridia*, *Bacteroidia* e *Epsilonproteobacteria* que correspondem à 51,94% dos microrganismos identificados. Foi constatado ainda uma grande similaridade entre os microrganismos presentes no licor misto e na camada de torta, porém grande diferenciação em relação aos microrganismos aderidos a membrana após remoção física da camada de torta, tendo sido identificados 15 gêneros de microrganismos exclusivamente nesta amostra.

Palavras-chave: AnMBR. *Fouling*. Metagenômica.

SUMÁRIO

1	JUSTIFICATIVA	13
2	DEFINIÇÃO DO PROBLEMA CIENTÍFICO	15
3	HIPÓTESES	17
4	OBJETIVOS	18
4.1	OBETIVO GERAL.....	18
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
5	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
5.1	FUNDAMENTOS E CONFIGURAÇÕES BÁSICAS DO AnMBR	19
5.1.1	Efeito das condições operacionais e remoção da carga orgânica..	26
5.2	ESTRATÉGIAS DE CONTROLE DO EM AnMBRs	31
5.3	PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BALANÇO ENERGÉTICO	38
5.4	METAGENOMICA DA BIOMASSA.....	45
5.5	DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA FUTURAS PESQUISAS.....	50
5.6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
6	ARTIGO 1 – ANÁLISE COMPARATIVA DO DESEMPENHO DE UM ANMBR E UM UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO	66
6.1	INTRODUÇÃO.....	66
6.2	MATERIAIS E MÉTODOS	68
6.2.1	Contextualização da pesquisa	68
6.2.2	Características dos reatores	71
6.2.3	Estudo do desempenho dos processos de tratamento	73
6.2.4	Produção de biogás	75
6.2.5	Análise estatística dos dados	76
6.2.6	Análise da comunidade microbiana	76
6.2.6.1	Sequenciamento genético	76

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
6.3.1 Eficiência do tratamento	78
6.3.1.1 Remoção de SST no UASB e no AnMBR	80
6.3.1.2 Remoção de DQO no UASB e no AnMBR	82
6.3.1.3 Remoção de compostos de enxofre no UASB e no AnMBR	84
6.3.1.4 Remoção de Escherichia coli no UASB e no AnMBR	86
6.3.1.5 Temperatura e pH	87
6.3.2 Produção de biogás.....	87
6.3.3 Análise da comunidade microbiana.....	89
6.4 CONCLUSÕES.....	91
6.5 RECONHECIMENTOS.....	92
6.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92
7 ARTIGO 2 - CARACTERIZAÇÃO DO FOULING NAS MEMBRANAS DE UM REATOR ANMBR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO REAL.....	97
7.1 INTRODUÇÃO.....	97
7.2 MATERIAIS E MÉTODOS	98
7.2.1 Arranjo experimental e operação	98
7.2.2 Teste de fluxo crítico.....	99
7.2.3 Avaliação da permeabilidade das membranas	100
7.2.4 Teste de resistência em série	101
7.2.5 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectroscopia por energia dispersiva (EDS)	102
7.2.6 Espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) 102	
7.3 RESULTADOS	103
7.3.1 Fluxo crítico	103
7.3.2 Permeabilidade da membrana.....	104

7.3.3 Resistência em série	106
7.3.4 Caracterização da superfície das membranas por MEV e EDS	109
7.3.5 Caracterização da superfície das membranas por FT-IR	113
7.4 CONCLUSÕES.....	115
7.5 RECONHECIMENTOS.....	116
7.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117
8 ARTIGO 3 - ANÁLISE DA COMUNIDADE MICROBIANA DO LICOR MISTO E DA CAMADA DE FOULING EM REATOR AnMBR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO REAL.....	120
8.1 INTRODUÇÃO.....	120
8.2 METODOLOGIA.....	121
8.2.1 Arranjo experimental e amostragem.....	121
8.2.2 Sequenciamento genético	122
8.3 RESULTADOS	123
8.3.1 Diversidade da comunidade microbiana	123
8.3.2 Comunidade microbiana.....	125
8.3.2.1 Comunidade microbiana no reator AnMBR	127
8.3.2.2 Comunidade microbiana associada ao fouling	130
8.4 CONCLUSÕES.....	134
8.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	135
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS	140

LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1 – Configurações do AnMBR quanto à posição das membranas	20
Figura 5.2 – Principais categorias de classificação das camadas de depósito. 32	
Figura 5.3 – Principais etapas do estudo metagenômico.....	46
Figura 6.1 – Foto aérea da Estação de Tratamento de Esgoto de Araçás e do Parque Experimental.....	69
Figura 6.2 – Reatores UASB localizados no Parque Experimental de Araçás. 70	
Figura 6.3 – Reator AnMBR (esquerda) e tanque de membranas do reator AnMBR (direita).....	70
Figura 6.4 – Diagrama esquemático do reator UASB.	72
Figura 6.5 – Diagrama esquemático do reator AnMBR com membrana em tanque externo.	72
Figura 6.6 – Série histórica das concentrações de SST no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.....	81
Figura 6.7 – Boxplot das concentrações de SST no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.	81
Figura 6.8 – Série histórica das concentrações de DQO no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.....	83
Figura 6.9 – Boxplot das concentrações de DQO no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR	83
Figura 6.10 – Eficiência de remoção de sulfeto e sulfato nos dois processos (UASB e AnMBR).....	85
Figura 6.11 – Boxplot das concentrações de compostos de enxofre no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.	85
Figura 6.12 – Eficiência de remoção de <i>E.coli</i> nos dois processos (UASB e AnMBR).....	86
Figura 6.13 – Boxplot das concentrações de compostos de <i>E. coli</i> no afluente e nos efluentes reatores UASB e AnMBR.	86

Figura 6.14 – Variação de pH e temperatura nos dois processos (UASB e AnMBR).....	87
Figura 6.15 – Produção de biogás no reator AnMBR.....	88
Figura 6.16 – Produtividade de metano no reator AnMBR.....	88
Figura 6.17 – Distribuição dos microrganismos mais abundantes nos reatores a nível de filo.	89
Figura 6.18 – Distribuição dos microrganismos mais abundantes nos reatores a nível de gênero.....	90
Figura 7.1 – Sequência das etapas avaliadas quanto a permeabilidade.	101
Figura 7.2 – Gráfico de fluxo normalizado e permeabilidade para cálculo do fluxo crítico.....	104
Figura 7.3 – Permeabilidade relativa à membrana virgem após cada etapa de limpeza.....	105
Figura 7.4 – Fluxo de permeado após cada etapa de limpeza.....	105
Figura 7.5 – Resistência em série.....	107
Figura 7.6 – Resistências à filtração.	108
Figura 7.7 – Imagens da microscopia eletrônica para cada amostra analisada.	110
Figura 7.8 – Perfis de EDS das membranas avaliadas.	111
Figura 7.9 – Espectros de FT-IR das superfícies das membranas.....	114
Figura 8.1 – Identificação esquemática das amostras coletadas.	122
Figura 8.2 – Gráfico de PCoA das amostras avaliadas.....	124
Figura 8.3 – Abundância relativa de microrganismos em nível de filo.....	125
Figura 8.4 – Abundância relativa de microrganismos em nível de classe.	126
Figura 8.5 – Principais gêneros identificados na amostra LAN.	127
Figura 8.6 – Principais gêneros identificados na amostra LMS.....	131
Figura 8.7 – Principais gêneros identificados na amostra ML.	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 – Configurações básicas dos AnMBR estudados neste trabalho. ..	24
Tabela 5.2 – Parâmetros operacionais aplicados a reatores AnMBR.	29
Tabela 5.3 – Técnicas de controle de formação de depósitos aplicados nos trabalhos analisados.	34
Tabela 5.4 – Produtividade de metano nos tratamentos com AnMBR.	42
Tabela 6.1 – Condições operacionais dos reatores UASB e AnMBR.	73
Tabela 6.2 – Parâmetros analisados para monitoramento do sistema.	74
Tabela 6.3 – Percentual de metano no biogás.	75
Tabela 6.4 – Estatística descritiva dos parâmetros de eficiência do tratamento.	78
Tabela 7.1 – Condições operacionais médias do reator AnMBR.	99
Tabela 7.1 – Dados para determinação do fluxo crítico.	103
Tabela 7.2 – Distribuição da resistência à filtração em membrana de AnMBR.	107
Tabela 7.3 – Percentual em massa dos elementos identificados pela análise de EDS.	112
Tabela 7.4 – Relações C/F e O/F das amostras de membranas avaliadas. ..	112
Tabela 8.1 – Microrganismos identificados presentes na amostra LAN.	128
Tabela 8.2 – Gêneros presentes na amostra ML e ausentes na amostra LMS.	133

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

AnEMBR – Reator anaeróbio eletroquímico com membrana
AnFMBR – Reator anaeróbio de leito fluidizado com membranas
AnMBR – Reator anaeróbio com membranas
BA – Biomassa de algas
BB – Borbulhamento de biogás
BBG – Bag para biogás
BM1 – Bomba magnética 1
BM2 – Bomba magnética 2
BP1 – Bomba peristáltica 1
CE – Cerâmico
CG – Coagulação
CHV – Carga hidráulica volumétrica
CLP – Controlador lógico programável
COV – Carga orgânica volumétrica
C-PE – Polietileno clorado
CSTR – Reatores de mistura completa
DG – Desgaseificação
DNA – Ácido desoxirribonucleico
DQO – Demanda bioquímica de oxigênio
DR – Disco Rotacional
ED – Esgoto Doméstico
EDS – Espectroscopia por energia dispersiva
EGSB – Reator de Leito de Lodo Granular Expandido
EPS – Substâncias poliméricas extracelulares
ES – Esgoto Sintético
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
FBR – Reator de Leito Fluidizado
FI – Filtração
FO – Fibra oca
FT-IR – Espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier
GAC – Carbono ativado granular
GLAR – Reator Anaeróbio de Elevação de Gás
GSM – Gasômetro
HRT – Tempo de detenção hidráulico

Jc – Fluxo crítico
LAB – Laboratório
LAE – Lodo Aerado Excedente
LAN – Lodo Anaeróbio
LE – Lodo de esgoto (misto)
LG – Lavador de gás
LH – Lodo Hidrolisado
LP – Lodo Primário
LQ – Limpeza química
ME – Membrana externa
MEV – Microscopia eletrônica de varredura
MF – Microfiltração
MLF – Membrana após limpeza física
MLQ – Membrana após limpeza química
MLQ1 – Membrana após primeira etapa de limpeza química
MLQ2 – Membrana após segunda etapa de limpeza química
MLQ3 – Membrana após terceira etapa de limpeza química
MLSS – Sólidos suspensos no licor misto
MS – Membrana suja
MSR – Membrana submersa no reator
MSTE – Membrana submersa em tanque externo
MT – Membrana tubular
MV – Membrana virgem
N-NH₄⁺ – Nitrogênio amoniacal
NTK – Nitrogênio total Kjeldhal
COV – Carga orgânica
Orto-P – Ortofosfato
OTU – Unidade Taxonômicas Operacionais
P_Total – Fósforo total
PAC – Carbono ativado em pó
PCoA – Análise de Componentes Principais
PCR – Reação em cadeia da polimerase
PE – Polietileno
PES – Polietersulfona
pH – Potencial hidrogeniônico

PIL – Piloto
PP – Placa plana
PRFV – Plástico reforçado com fibra de vidro
PTFE – Politetrafluoretileno
PVDF – Fluoreto de polivinilideno
Rc – Resistência devido a camada de torta
RCF – Resíduo de café
RFACA – Reator de fluxo ascendente e crescimento aderido
Ri – Resistência devido ao fouling Irreversível
RLAT – Resíduo de Laticínios
Rm – Resistência intrínseca à membrana
RNA – Ácido ribonucleico
ROU – Resíduo Orgânico Urbano
Rp – Resistência devido ao bloqueio dos poros
RQA – Retrolavagem quimicamente assistida
rRNA – Ácido ribonucleico ribossômico
Rt – Resistência total
RV – Retrolavagem
RX – Relaxamento
SBG – Soprador de biogás
SMP – Produtos microbianos solúveis
SRT – Tempo de retenção de sólidos ou idade do lodo
SSF – Sólidos suspensos fixos
SST – Sólidos suspensos totais
SSV – Sólidos suspensos voláteis
ST – Sólidos totais
STF – Sólidos totais fixos
STV – Sólidos totais voláteis
SV – Sólidos voláteis
T – Temperatura
TDH – Tempo de detenção hidráulico
TEQ – Tanque de equalização
TET – Tanque de efluente tratado
TMB – Tanque de membranas
TMP – Pressão transmembrana

TRA – Tanque do reator anaeróbio

UASB – Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente.

UF – Ultrafiltração

VIN – Vinhaça

1 JUSTIFICATIVA

Nos últimos anos, o esgoto vem deixando de ser considerado um resíduo que deve ser tratado e descartado na natureza, passando a ser considerado como uma fonte de recursos essenciais para o desenvolvimento humano, tais como água, energia e nutrientes (GUVEN et al., 2019; PUYOL et al., 2017). Este movimento vem sendo impulsionado não só pela necessidade de reduzir gastos energéticos, mas também pela redução da disponibilidade mundial de fósforo não renovável e pela necessidade de reduzir os efeitos antropogênicos no ciclo natural do nitrogênio (BATSTONE et al., 2015). Esta visão, associada à compreensão de que há uma relação intrínseca entre alimento, água e energia (NEXUS), vêm conduzindo a uma nova geração de estações de tratamento de esgoto, focadas no aproveitamento máximo dos recursos disponíveis no efluente sanitário (ZHANG et al., 2019).

Nesse contexto, as tecnologias de tratamento anaeróbio têm ganhado força pelo seu baixo consumo energético, baixa produção de lodo, e pelo grande potencial de recuperação da energia e dos nutrientes disponíveis no esgoto (LEI et al., 2018). Os processos de tratamento anaeróbio possuem como característica principal a transformação da matéria orgânica em biogás rico em metano, favorecendo assim o aproveitamento da energia química do esgoto. Devido sua baixa remoção de nutrientes, o efluente tratado de reatores anaeróbios pode ser utilizado como fonte direta de nutrientes para a agricultura, ou ainda, serem associados ao cultivo de algas ou outras etapas adicionais de tratamento para remoção dos nutrientes (MCCARTY; BAE; KIM, 2011).

Diversos sistemas anaeróbios vêm sendo utilizados em larga escala ao longo dos anos para o tratamento de esgoto e de lodo, sendo usualmente classificados na literatura técnica como convencionais ou de alta taxa. São ditos sistemas convencionais aqueles em que não há nenhum mecanismo de retenção de sólidos e que trabalham com longos tempos de detenção hidráulicos e baixas cargas orgânicas, tais como tanques sépticos, digestores de lodo e lagoas anaeróbias. Os sistemas de alta taxa caracterizam-se, sobretudo, pela retenção da biomassa, que pode crescer aderida, como em reatores de leito fixo e reatores de leito fluidizado, por exemplo, ou dispersa, como em reatores de dois estágios,

reatores UASB e reatores de leito granular expandido (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Nos últimos anos, com o crescimento da tecnologia de separação por membranas, a associação de reatores anaeróbios com processos de separação de membranas vem sendo amplamente estudada (MA et al., 2018). Esta tecnologia, denominada reatores anaeróbios com membranas (AnMBR ou RAnM), destaca-se sobretudo por sua capacidade de dissociar significativamente o tempo de detenção hidráulico do tempo de retenção celular, permitindo o crescimento lento dos microrganismos anaeróbios, a adoção de elevadas cargas orgânicas e a obtenção de efluentes de qualidade, com maior produtividade de metano em relação as tecnologias convencionais (BERKESSA et al., 2018; LIAO; KRAEMER; BAGLEY, 2006; MEI et al., 2018).

O principal desafio para o desenvolvimento e aplicação da tecnologia dos reatores AnMBR é o controle da formação de depósitos sobre as membranas, também denominado de *fouling* (HERRERA-ROBLEDO et al., 2010; ASLAM et al., 2018). Nesse sentido, a pesquisa visa validar uma alternativa tecnológica e ampliar a compreensão sobre os mecanismos de formação do *fouling* e caracterizar os microrganismos associados a esse processo.

2 DEFINIÇÃO DO PROBLEMA CIENTÍFICO

A matriz produtiva atual, baseada na extração de matéria prima virgem do ambiente para sua transformação em produtos, representa um grande problema de sustentabilidade no longo prazo. O crescimento populacional e os hábitos de consumo têm levado a um estresse hídrico, energético e alimentar em todo o mundo, com expectativas de aumento nas demandas de água, energia e alimento até 2030 em 40%, 50% e 35%, respectivamente (ZHANG et al., 2019).

A busca por sistemas produtivos em que os resíduos produzidos são reaproveitados como insumos (economia circular) e o entendimento das relações intrínsecas entre energia, água e alimento (NEXUS), trouxeram ao longo dos últimos anos uma abordagem mais holística e integrada para os sistemas de tratamento de esgoto (PUYOL et al., 2017; ZHANG et al., 2019).

Novas estações de tratamento de esgoto doméstico vêm deixando de tratar o esgoto como um resíduo e passando a vê-lo como uma rica fonte de recursos recuperáveis, tais como água, energia e nutrientes empregados na agricultura como fósforo e nitrogênio (MCCARTY; BAE; KIM, 2011).

Neste sentido, os reatores AnMBR combinam um reator anaeróbio convencional com um processo de separação através de um sistema de membranas, permitindo a retenção quase completa da biomassa no interior do reator, produzindo um efluente tratado de excelente qualidade e promovendo a recuperação de energia a partir do biogás produzido (MEI et al., 2018).

Diversos fatores são importantes para a operação dos reatores AnMBR, tais como as características das águas residuárias, a temperatura, o pH, o tempo de detenção hidráulico (TDH), o tempo de retenção celular (SRT ou idade do lodo), além das condições operacionais das membranas quanto ao seu desempenho e à formação de depósitos. A interação entre estes fatores é complexa e têm grande influência na qualidade do efluente tratado, na produção de metano e nos custos de operação, sobretudo devido ao controle dos depósitos e à vida útil das membranas, principal desafio associado aos AnMBR (LIAO; KRAEMER; BAGLEY, 2006; MUSA et al., 2018).

A formação de depósitos ocorre devido a uma combinação de fatores no reator, como a composição química e biológica do efluente e do licor misto, o tipo de

membrana, a hidrodinâmica do reator e suas condições operacionais (STUCKEY, 2012). Em particular, os produtos microbianos solúveis (SMP) e as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) contribuem para o aumento da resistência à filtração, afetando negativamente o fluxo de permeado. Da mesma forma, o modo operacional do AnMBR tem grande influência na formação de depósitos, sendo que processos como a filtração intermitente, a retrolavagem, e o borbulhamento de biogás sobre as membranas podem contribuir para menor formação de depósitos (CERÓN-VIVAS; NOYOLA, 2017).

Dadas às necessidades de aprimoramento da tecnologia ANMBR, alguns questionamentos surgem:

1. Um reator AnMBR é capaz de apresentar desempenho superior ao de outros reatores anaeróbios usualmente empregados para o tratamento de esgoto sanitário?
2. Quais os principais aspectos associados à formação dos depósitos nas membranas em reatores AnMBR?
3. Há microrganismos envolvidos especificamente com a formação da camada de depósito sobre as membranas que possam ser alvos de esforços direcionados para redução do *fouling*?

3 HIPÓTESES

Mediante aos questionamentos mencionados no capítulo anterior, têm-se as seguintes hipóteses:

1. Devido ao processo de separação de fases por ultrafiltração o reator AnMBR permite um maior tempo de retenção da biomassa no sistema de tratamento obtendo assim uma maior eficiência no tratamento do esgoto sanitário;
2. Os biopolímeros são os agentes principais no processo de formação do *fouling* nas membranas de reatores AnMBR;
3. O processo de formação do *fouling* envolve uma complexa interação entre microrganismos presentes tanto no licor misto quanto na camada de *fouling* das membranas.

4 OBJETIVOS

A seguir são apresentados os objetivos propostos para este trabalho, tendo-se como base os problemas científicos e as hipóteses apresentadas nos capítulos anteriores.

4.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio com membranas em escala piloto no tratamento de efluente sanitário e realizar a caracterização da camada de *fouling*, tanto física quanto microbiologicamente.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o objetivo geral propõem-se os seguintes objetivos específicos:

- 1) Avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica do AnMBR;
- 2) Comparar a eficiência do reator AnMBR a um reator UASB tratando o mesmo efluente sanitário;
- 3) Analisar a formação de depósitos nas membranas do AnMBR;
- 4) Caracterizar a comunidade microbológica do reator AnMBR e da camada de *fouling* nas membranas.

A presente tese foi editada em formato de artigos, sendo composta por 3 artigos apresentados a seguir.

5 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nos últimos anos, o esgoto vem deixando de ser considerado como um resíduo que deve ser tratado para seu despejo final e passa a ser considerado como uma fonte de recursos essenciais para o desenvolvimento humano, tais como água, energia e nutrientes (GUVEN et al., 2019; PUYOL et al., 2017). Esta visão, proporcionada pela associação dos conceitos de economia circular e Nexus, vem conduzindo ao desenvolvimento de uma nova geração de estações de tratamento de esgoto, focadas no aproveitamento máximo dos recursos presentes nesse efluente (ZHANG, P. et al., 2019).

Nesse sentido, as tecnologias de tratamento anaeróbio têm ganhado força pelo seu baixo consumo energético, baixa produção de lodo, e pelo potencial de recuperação dos recursos disponíveis no esgoto sanitário (LEI et al., 2018). Os reatores anaeróbios com membrana (AnMBR) se destacam dentre estas, sobretudo por sua capacidade de dissociar o tempo de detenção hidráulico do tempo de retenção celular, permitindo o crescimento lento dos microrganismos anaeróbios, a adoção de elevadas cargas orgânicas e a obtenção de efluentes de qualidade com boa produtividade de metano (BERKESSA et al., 2018; LIAO; KRAEMER; BAGLEY, 2006; MEI et al., 2018). Reatores AnMBR apresentam eficiência de 80 a 97% na remoção de DQO de efluentes sanitários (LEI et al., 2018; MAAZ et al., 2019; MUSA et al., 2018; SHIN, C.; BAE, 2018), valores iguais ou superiores à eficiência média dos principais métodos tradicionais de tratamento de esgoto (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). Os principais desafios relacionados a este tipo de tratamento são a ocorrência de substâncias inibitórias ao processo, a concentração de metano dissolvido no efluente tratado e a formação de depósitos nas membranas, sendo este último o mais amplamente discutido e estudado (ASLAM, Alia; KHAN; SHAHZAD, 2022; ROBLES, A.; RUANO; et al., 2018; SOHN; GUO; NGO; DENG; CHENG; et al., 2021).

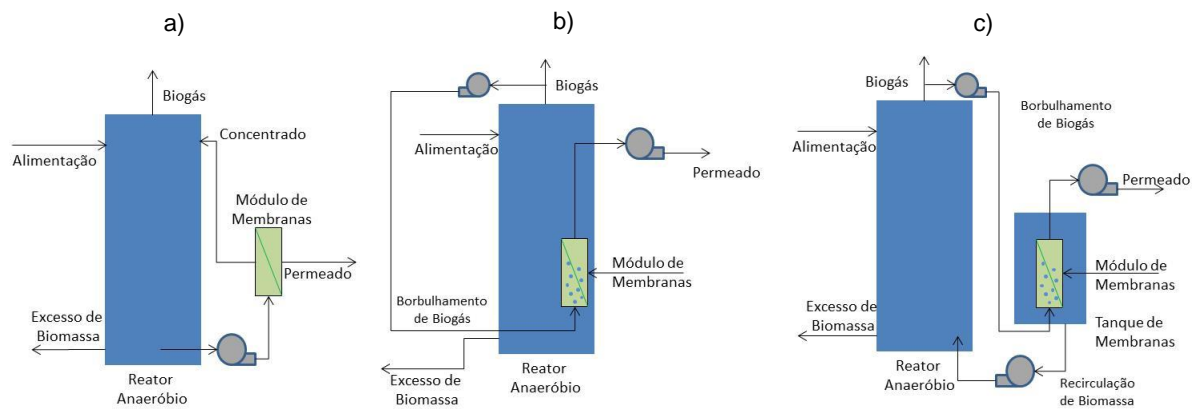
5.1 FUNDAMENTOS E CONFIGURAÇÕES BÁSICAS DO AnMBR

Os reatores AnMBR consistem na associação de tratamentos anaeróbios com processos de separação através de membrana. A maioria dos processos anaeróbios foram satisfatoriamente acoplados a módulos de membranas (HU et

al., 2018), sendo que diversas configurações também foram estudadas com intuito de melhorar o controle da formação de depósitos nas membranas. Assim, a maioria dos AnMBR existentes são adaptações realizadas aos reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente – UASB (BERKESSA et al., 2018; CERÓN-VIVAS; NOYOLA, 2017; GOUVEIA et al., 2015; HERRERA-ROBLEDO et al., 2011), aos reatores de mistura completa – CSTR (CHO et al., 2018; DERELI et al., 2014; DONG; PARKER; DAGNEW, 2018; DURÁN et al., 2018; FERRER et al., 2015; FOX; STUCKEY, 2015), aos reatores de manta de lodo granular estendida – EGSB (CHEN, C.; GUO; NGO; CHANG; et al., 2017) e aos reatores de leito fluidizado – FBR (ASLAM, M. et al., 2017; SHIN, Chungheon et al., 2016).

Existem três configurações básicas quanto a integração das membranas ao AnMBR: membrana externa, membrana submersa no reator e membrana submersa em tanque externo (Figura 5.1).

Figura 5.1 – Configurações do AnMBR quanto à posição das membranas



a) Membrana externa; b) Membrana submersa no reator; c) Membrana submersa em tanque externo. Fonte: Maaz et al. (2019) - Adaptado pelo autor.

A configuração com a membrana externa caracteriza-se pelo permeado ser obtido sob elevada pressão, mantida por uma bomba que recircula o licor misto pela membrana a uma alta velocidade. Este tipo de configuração costuma ser aplicado com águas residuárias de elevada carga orgânica e possui como vantagem a simplicidade na remoção do módulo de filtração para limpeza e manutenção (ROBLES, A.; RUANO; et al., 2018). A elevada velocidade de recirculação atua na prevenção da formação de depósitos sobre a membrana de

maneira positiva e negativa: a elevada tensão de cisalhamento atua sobre os microrganismos, reduzindo o tamanho dos flocos e elevando a produção de produtos microbianos solúveis (SMP), favorecendo a formação de depósitos. Ao mesmo tempo, atua sobre as membranas desprendendo as partículas acumuladas, ajudando a prevenir a formação de depósitos sobre a membrana (SKOUTERIS et al., 2012). O gasto energético desta configuração é elevado, devido à necessidade de manterem-se velocidades e pressões adequadas para sua operação (MUSA et al., 2018). Poucos dos estudos avaliados neste trabalho utilizaram membranas instaladas externamente, sendo normalmente associados ao uso de módulos de membranas tubulares (Tabela 5.1).

A grande maioria dos estudos avaliados neste trabalho (cerca de 91%) utiliza membranas submersas, que caracteriza-se pelo processo de filtração a vácuo, e, portanto, com pressões transmembrana baixas, sendo considerado de baixo consumo energético (MAAZ et al., 2019). Cerca de um terço dos estudos avaliados apresenta configuração com membranas submersas no próprio reator. Essa configuração é comumente empregada em águas residuárias de baixa carga orgânica, tal como o esgoto sanitário. A principal forma de controle da formação de depósitos sobre a membrana é feito através do borbulhamento de biogás abaixo da membrana (MAAZ et al., 2019).

A configuração mais amplamente utilizada tem a membrana submersa dentro de um tanque a parte, dedicado somente para a separação sólido - líquido. O processo de filtração se dá igualmente a vácuo, no entanto uma bomba é necessária para recircular o concentrado para o reator. Essa diferença permite que se promova uma velocidade de cisalhamento sobre a membrana pela recirculação do concentrado, podendo ajudar na prevenção da formação de depósitos. Possui a vantagem ainda de facilitar o processo de limpeza química, uma vez que a membrana se encontra separada do reator anaeróbio. No entanto, exige maiores investimentos e maior consumo energético quando comparada à membrana submersa no próprio reator (ROBLES, A.; RUANO; et al., 2018).

Para aplicação em MBR os módulos de membranas devem permitir a formação de turbulência e/ou a sua limpeza física, o que pode ser observado em três principais configurações: placas planas (PP), fibra oca (FO) e tubular (MT). A

turbulência pode ser promovida pela própria alimentação do efluente ou pela mistura de correntes de ar ou água ao longo da superfície da membrana, enquanto a limpeza física é representada principalmente pela retrolavagem (JUDD, 2006). É mais frequente a utilização de módulos de fibra oca, que apresentam como vantagens seu menor custo e a possibilidade de realizar o processo de retrolavagem. No entanto, devido ao menor controle das condições hidrodinâmicas também, elas são mais suscetíveis à formação de depósitos, demandando maior frequência de limpeza (SUBTIL; HESPANHOL; MIERZWA, 2013).

Em termos das configurações básicas dos reatores AnMBR pode-se verificar que a configuração mais comumente utilizada é: reatores do tipo mistura completa (CSTR) com membranas de ultrafiltração, do tipo fibra oca, fabricadas em fluoreto de polivinilideno (PVDF), e instaladas submersas em tanque externo. A maioria dos trabalhos utilizaram áreas de filtração de até 6m², sendo maiores em casos em que se trabalhou com reatores maiores (>900L).

Os principais materiais aplicados às membranas de MBR são poliméricos e cerâmicos. Neste trabalho foi observada uma preferência pelas membranas poliméricas, tendo sido utilizada em cerca de 86% dos estudos avaliados. O principal material empregado foi o fluoreto de polivinilideno (PVDF), comumente utilizados na maioria dos módulos comerciais. Outros materiais empregados foram o polietileno clorado (C-PE), o polietileno (PE), a polietersulfona (PES) e o politetrafluoretileno (PTFE).

As membranas cerâmicas foram utilizadas em poucos estudos avaliados (aproximadamente 14%). Esse tipo de membranas vem sendo associada a menor suscetibilidade à formação de depósitos e maior resistência química, térmica e mecânica, no entanto, o seu custo de implantação é muito superior ao das membranas poliméricas, principal razão pelo seu uso ainda incipiente (JEONG; HERMANOWICZ; PARK, 2017; LIN et al., 2013; LIU, Ziwei et al., 2019).

Uma de suas principais características das membranas utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes é o tamanho dos seus poros, o que determina a seguinte classificação dos processos de filtração: Filtração convencional (poros entre 10µm e 1000µm), microfiltração (poros entre 0,1µm e 10µm), ultrafiltração

(entre $10^{-3}\mu\text{m}$ e $0,1\mu\text{m}$), nanofiltração (poros entre 5Å e 70Å) e osmose reversa (entre 1Å e 50Å). Para as aplicações em biorreatores com membranas (MBR) são utilizados os processos de microfiltração e de ultrafiltração, que se caracterizam pela filtração através de um mecanismo físico, que consiste na retenção de partículas de tamanhos superior aos poros (HAI; YAMAMOTO; LEE, 2014). Membranas de ultrafiltração são comumente empregadas em MBR por permitirem um equilíbrio entre qualidade do efluente, gasto energético e obstrução dos poros (HAI; YAMAMOTO; LEE, 2014).

Tabela 5.1 – Configurações básicas dos AnMBR estudados neste trabalho.

INSTALAÇÃO	FORMATO	TIPO	MATERIAL	ÁREA	Ø PORO	EFLUENTE	REATOR	VOLUME	ESCALA	REFERÊNCIA
MSR	MT	MF	CE	0,10 m ²	0,5 µm	ES	FBR	4,0L	LAB	(ASLAM, M. et al., 2017)
MSR	PP	MF	PVDF	0,14 m ²	0,4 µm	ES	UASB	02 x 94L	PIL	(BERKESSA et al., 2018)
MSR	MT	UF	PVDF	0,24 m ²	100KDa	ED	UASB	700L	PIL	(GERÓN-VIVAS; NOYOLA, 2017)
MSR	FO	MF	PVDF	0,06 m ²	0,22 µm	ES	EGSB	3L	LAB	(CHEN, C.; GUO; NGO; LIU; et al., 2017)
MSTE e MSR	FO	MF	PVDF	0,06 m ²	0,22 µm	ES	EGSB	4L	LAB	(CHEN, C.; GUO; NGO; CHANG; et al., 2017)
MSR	PP	MF	C-PE	0,116m ²	0,2 µm	ES	CSTR	6L	LAB	(CHEN, Rong et al., 2017)
MSR	PP	MF	-	0,116m ²	0,2 µm	RCF+LAE	CSTR	13L	LAB	(CHEN, Rong et al., 2019)
MSTE	PP	MF	PVDF	-	0,3 µm	ES	CSTR / RFACA	2L	LAB	(CHENG; ZHOU; HONG, 2021)
MSR	PP	MF	CE	0,20m ²	0,10µm	ES+ROU	CSTR	24L	PIL	(CHO et al., 2018)
ME	MT	UF	PVDF	-	0,03 µm	VIN	CSTR	10L	LAB	(DERELI et al., 2014)
ME	MT	UF	PVDF	0,13m ²	0,03 µm	ES	GLAR	13L	LAB	(DOLEJS et al., 2017)
MSTE	FO	UF	PVDF	5,40 m ²	0,04 µm	ED	CSTR	550 L	PIL	(DONG; PARKER; DAGNEW, 2016b)
MSTE	FO	UF	PVDF	5,40 m ²	0,04 µm	ED	CSTR	550L	PIL	(DONG; PARKER; DAGNEW, 2018)
MSTE	FO	UF	PVDF	-	0,02 µm	ED+ROU	CSTR	1300L	PIL	(DURÁN et al., 2018)
MSR	FO	MF	PVDF	0,006m ²	0,1 µm	ES	FBR	1,5L	LAB	(EL KIK et al., 2021)
MSTE	FO	UF	PVDF	60,00m ²	0,05 µm	ED	CSTR	1300L	PIL	(FERRER et al., 2015)
MSR	PP	MF	PE	0,10 m ²	0,40 µm	ES	CSTR	3L	LAB	(FOX; STUCKEY, 2015)
MSTE	FO	UF	PVDF	30,00m ²	0,05 µm	ED	CSTR	1300L	PIL	(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2011)
MSTE	FO	UF	PVDF	30,00m ²	0,05 µm	ED	CSTR	1300L	PIL	(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2014)
MSTE	FO	UF	PVDF	-	0,05 µm	BA	CSTR	13L	LAB	(GIMÉNEZ, Juan B. et al., 2017)
MSTE	MT	UF	PVDF	0,93 m ²	0,045 µm	ED	UASB	160L	PIL	(GOUVEIA et al., 2015)
MSTE	FO	UF	PVDF	0,42m ²	0,05 µm	BA	CSTR	12,4L	LAB	(GRESES, Silvia et al., 2017)
MSTE	FO	UF	PVDF	0,42m ²	0,05 µm	BA	CSTR	11,5L	LAB	(GRESES, S. et al., 2018)
ME	MT	UF	PVDF	5,10 m ²	100kDa	ED	UASB	849L	PIL	(HERRERA-ROBLEDO et al., 2011)
MSR	PP	MF	CE e PVDF	0,05m ²	0,1 µm	ES	CSTR	6,3L e 4,0L	LAB	(JEONG et al., 2018)
MSR	PP	MF	CE	0,2m ²	0,1 µm	ED+ROU	CSTR	24L	LAB	(JEONG; HERMANOWICZ; PARK, 2017)
MSR	FO	MF	PVDF	72 m ²	0,4 µm	ED	CSTR	5000 L	PIL	(KONG; WU; et al., 2021)
MSR	FO	MF	PVDF	0,1 m ²	0,1 µm	ES	FBR / CSTR	5,6 L	LAB	(LEE, Jiwoo; KWON; KIM, 2021)
MSR	PP	MF	C-PE	0,116m ²	0,2 µm	RCF+LAE	CSTR	10L	LAB	(LEI; ZHI; et al., 2019)
MSR	PP	MF	PVDF	0,07 e 0,12m ²	0,1 µm	ES	CSTR / FBR	3,0 L	LAB	(LEI; MA; et al., 2021)
MSR	PP	MF	C-PE	0,116m ²	0,2 µm	RCF+RLAT+LAE	CSTR	7L	LAB	(LI, Qian et al., 2015)
MSTE	FO	MF	PTFE	0,1m ²	0,1 µm	ROU+LE	CSTR	15L	LAB	(LI, Yemei et al., 2020)

Tabela 5.1 – Configurações básicas dos AnMBR estudados neste trabalho. (Continuação).

INSTALAÇÃO	FORMATO	TIPO	MATERIAL	ÁREA	Ø PORO	EFLUENTE	REATOR	VOLUME	ESCALA	REFERÊNCIA
MSTE	DR	MF	CE	3,36 m ²	0,2 µm	LAE+RLAT	CSTR	2100L	PIL	(LUTZE; ENGELHART, 2020)
MSTE	PP	UF	PES	3,50 m ²	0,038 µm	ED	CSTR	350L	PIL	(MARTINEZ-SOSA et al., 2011)
MSTE	FO	MF	PVDF	5,40 m ²	0,20 µm	ED	CSTR	25L	PIL	(MEI et al., 2018)
MSTE	FO	UF	PVDF	-	0,05 µm	ED+ROU	CSTR	1300L	PIL	(MONINO et al., 2017)
ME	MT	FI	PVDF	0,4m ²	40 µm	LP+LAE	CSTR	500L	PIL	(PILEGGI; PARKER, 2017)
MSR	PP	MF	PVDF	0,1 m ²	0,1 µm	ED	CSTR	40L	LAB	(PLEVRI et al., 2021)
MSR	PP	MF	C-PE	0,116m ²	0,2µm	RCF+LAE	CSTR	7L	LAB	(QIAO et al., 2013)
MSTE	PP	UF	PVDF	0,004 m ²	0,035 µm	RLAT+EST	CSTR	9L	LAB	(RIBERA-PI et al., 2020)
MSTE	FO	UF	PVDF	30m ²	0,05µm	ED	CSTR	1300L	PIL	(ROBLES, A. et al., 2013b)
MSTE	FO	UF	PVDF	30,00m ²	0,05 µm	ED	CSTR	1300L	PIL	(ROBLES, A. et al., 2015)
MSTE	FO	UF	PVDF	31m ²	0,03 µm	ED	CSTR	2100L	PIL	(ROBLES, A. et al., 2017)
MSTE	FO	UF	PVDF	0,42m ²	-	LP+LAN+BA	CSTR	500L	PIL	(ROBLES, A. et al., 2017)
MSTE	FO	UF	PVDF	31,00m ²	0,03µm	ED	CSTR	900L	PIL	(SECO et al., 2018)
MSTE	FO	UF	PVDF	0,42 m ²	0,03µm	LP+LAN+BA	CSTR	900L	PIL	(SECO et al., 2018)
MSTE	-	MF	CE	-	0,1µm	LP+BA	CSTR	13L	LAB	(SERNA-GARCÍA; BORRÁS; et al., 2020)
MSTE	FO	UF	PVDF	0,42m ²	0,03µm	LP+BA	CSTR	14L	LAB	(SERNA-GARCÍA; ZAMORANO-LÓPEZ; et al., 2020)
ME	MT	MF	CE	0,09 m ²	1,00 µm	ES	CSTR	20L	PIL	(SONG; LUO; MCDONALD; et al., 2018)
MSTE	PP	MF	PE	0,12 m ²	0,20 µm	LE	CSTR	15L	LAB	(WANDERA et al., 2018)
MSTE	-	-	-	-	-	ED+ROU	CSTR	1300L	PIL	(ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2018)
MSTE	FO	UF	PVDF	0,42 m ²	0,05 µm	LP+BA	CSTR	14L	LAB	(ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2020)

Legenda: Instalação: ME-Membrana Externa; MSR-Membrana Submersa no Reator; MSTE-Membrana Submersa em Tanque Externo; Formato: FO-Fibra Oca; PP-Placa Plana; MT-Tubular; DR-Disco Rotacional; Tipo: MF-Microfiltração; UF-Ultrafiltração; Material: CE-Cerâmico; C-PE-Polietileno Clorado; PVDF-Fluoreto de Polivinilideno; PE-Polietileno; PES-Polietersulfona; Efluente: ES-Esgoto Sintético; ED-Esgoto Doméstico, BA-Biomassa de algas; LP-Lodo Primário; LAN-Lodo Anaeróbio; LAE-Lodo Aerado Excedente; LE-Lodo de esgoto (misto); LH-Lodo Hidrolisado; ROU-Resíduo Orgânico Urbano; RCF-Resíduo de café; RLAT-Resíduo de Laticínios; VIN-Vinhaça; Reator: FBR-Reator de Leito Fluidizado; UASB-Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente; CSTR-Reator de Mistura Completa; EGSB-Reator de Leito de Lodo Granular Expandido; GLAR-Reator Anaeróbio de Elevação de Gás; RFACA- Reator de fluxo ascendente e crescimento aderido; Escala: LAB-Laboratório; PIL-Piloto.

5.1.1 Efeito das condições operacionais e remoção da carga orgânica

As características operacionais mais relevantes para os reatores anaeróbios com membrana são a temperatura, o pH, a carga orgânica (COV), o tempo de detenção hidráulico (TDH), a idade do lodo ou tempo de retenção de sólidos (SRT), os sólidos suspensos no licor misto (MLSS) e o fluxo crítico (J_c) (FERRER et al., 2015; MUSA et al., 2018). A Tabela 5.2 apresenta os resultados obtidos nos trabalhos utilizados neste artigo para os principais parâmetros operacionais relativos ao AnMBR.

A temperatura e o pH são fatores extremamente importantes para o funcionamento das tecnologias anaeróbias em geral, influenciando diretamente na transformação da matéria orgânica ao longo das etapas da digestão anaeróbia, produção de lodo e produção de biogás. Faixas de temperaturas psicrófilas (<25°C) e mesófilas (25-40°C) são comumente empregadas em AnMBR, podendo operar em temperaturas ambientes ou com aquecimento, sobretudo em países de clima temperado.

Diferentes faixas de pH são necessárias para o crescimento microbiano no processo de digestão anaeróbia, amplamente entre 4,0 e 8,5, sendo as fases de hidrólise e acidogênese favorecidas por pH mais baixos entre 5,5 e 6,5, e a fase de metanogênese favorecida pelo pH entre 6,8 e 7,2. A maioria dos estudos com AnMBR ocorreram com o pH variando entre 6,5 e 7,5 (CHEN, C.; GUO; NGO; CHANG; et al., 2017; DONG; PARKER; DAGNEW, 2018; FOX; STUCKEY, 2015).

A carga orgânica (COV) é um fator essencial para o desempenho operacional dos AnMBR, determinando as condições de equilíbrio entre os diferentes níveis tróficos da biomassa. Embora as COV mais elevadas sejam capazes de aumentar a produção de biogás no processo, é necessário respeitar a capacidade dos microrganismos, evitando-se a formação de ácidos voláteis que atuam como inibidores do processo de metanogênese. Entretanto, os valores de COV aplicadas a AnMBR tratando diferentes tipos de águas residuárias é amplamente variável, indo de 0,23 a 33,7 kgDQO/m³.d (CHEN, C. et al., 2016; MUSA et al., 2018). Embora podendo ainda ser considerada como ampla, a variação das COV sobre AnMBR, tratando esgoto sanitário, situou-se na faixa

entre 0,15 e 3,0 kgDQO/m³.d aplicadas para o tratamento de esgoto doméstico. Nos estudos com AnMBR operando em regime de codigestão verificou-se a aplicação de uma faixa ainda mais ampla de COV, de 0,17 a 15,3 kgDQO/m³.d.

A possibilidade de separar o TDH do SRT representa uma das principais vantagens dos reatores AnMBR. A utilização de TDH pequenos torna o sistema de tratamento mais compacto e barato ao permitir o tratamento de vazões maiores, com menor volume reacional (GALIB et al., 2016). Conforme apresentado na Tabela 5.2, uma faixa muito ampla de TDH vêm sendo empregada em reatores AnMBR, variando desde 1h a 47 dias, sendo que na maioria dos estudos tratando esgoto sanitário foram aplicados TDH entre 6 e 36h.

Por sua vez, o uso de SRT elevados permite a retenção da biomassa no reator por mais tempo, estendendo o tempo de contato entre o material orgânico particulado e as enzimas responsáveis por sua hidrólise. Dessa forma, permite-se uma maior degradação de compostos lentamente biodegradáveis, favorecendo a formação de ácidos graxos voláteis no reator e permitindo uma maior produção de metano e menor produção de lodo (ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2018).

SRT excessivos, no entanto, podem conduzir a um aumento na formação de depósitos nas membranas (DONG; PARKER; DAGNEW, 2016a). Conforme apresentado na Tabela 5.2, uma ampla faixa de SRT vêm sendo empregada em reatores AnMBR, variando desde 15 dias a infinito, que corresponde a não remoção de biomassa do reator ao longo de um determinado período estudado. Na maioria dos casos foram empregados SRT entre 30 e 70 dias.

Toda membrana possui um fluxo crítico (J_c) acima do qual há uma grande elevação da pressão transmembrana (TMP), prejudicando a performance e elevando os custos de operação. Nesse sentido, recomenda-se a operação das membranas com fluxos abaixo do crítico, elevando-se assim a sua vida útil, e reduzindo-se os custos com substituição e limpeza das membranas (ROBLES, A. et al., 2013a).

A concentração de MLSS e o fluxo crítico (J_c) são parâmetros associados a operação das membranas, sobretudo à formação de depósitos. JUDD (2006)

sugeriu que a concentração de MLSS no reator está associada à deposição de compostos inertes nos canais das membranas. Além do MLSS, as substâncias poliméricas externas (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP) têm também papel importante na formação de depósitos, estando associados a HRT elevados, e podendo causar bloqueio dos poros e formação de biofilme sobre as membranas (HUANG; ONG; NG, 2011)

Tabela 5.2 – Parâmetros operacionais aplicados a reatores AnMBR.

REATOR	ESCALA	TDH	SRT	EFLUENTE	MLSS	DQO	COV	TEMPERATURA	EFIC. REM. DQO	REFERÊNCIA
FBR	LAB	1-3h	-	ES	-	-	-	25 °C	87-95%	(ASLAM, M. et al., 2017)
UASB	PIL	47d	Infinito	ES	22,3-26,6 g/l	40 a 140 mg/L	-	-	~98%	(BERKESSA et al., 2018)
UASB	PIL	8h	-	ED	-	525 a 657 mg/L	-	18 a 21°C	68,6-87,9%	(CERÓN-VIVAS; NOYOLA, 2017)
EGSB	LAB	12h	-	ES	21,3-23,8 g/l	330 a 370 mg/L	0,53 a 0,59 gDQO/L.d	20°C	93,7 ± 1,7%	(CHEN, C.; GUO; NGO; LIU; et al., 2017)
EGSB	LAB	12h	Infinito	ES	-	320 a 360 mg/L	-	20 ± 0,5°C	91%	(CHEN, C.; GUO; NGO; CHANG; et al., 2017)
CSTR	LAB	8h-48h	-	ES	6,0-9,3 g/L	670 ± 100 mg/L	0,34 a 2,02 gDQO/L.d	25°C	-	(CHEN, Rong et al., 2017)
CSTR	LAB	5-50d	-	RCF+LAE	-	42400 ± 9900 mg/L	0,87 a 9,18 gDQO/L.d	55°C	92 ± 3%	(CHEN, Rong et al., 2019)
CSTR/RFACA	LAB	24 e 16h	-	ES	-	700 mg/L	-	35	96%	(CHENG; ZHOU; HONG, 2021)
CSTR	PIL	19,2h	270d	ES+ROU	-	2346 ± 237 mg/L	2,98 ± 0,35 gDQO/L. d	35, 25, 20 e 15°C	> 93,9%	(CHO et al., 2018)
CSTR	LAB	10-12d	20-50d	VIN	-	72200 ± 8600 mg/L	-	37°C	> 98%	(DERELI et al., 2014)
GLAR	LAB	30-36h	300d	ES	-	1000 ± 165 mg/L	-	15°C e 35°C	90-94%	(DOLEJS et al., 2017)
CSTR	PIL	8,5h	40-100d	ED	-	383 mg/L	-	23 ± 1 °C	93,7%	(DONG; PARKER; DAGNEW, 2016b)
CSTR	PIL	8,5-14,5h	70d	ED	-	-	-	23±1 °C	-	(DONG; PARKER; DAGNEW, 2018)
CSTR	PIL	18-30h	40-70d	ED+ROU	-	606 a 11553 mg/L	-	25 a 28°C	> 90%	(DURÁN et al., 2018)
FBR	LAB	1,5d	-	ES	-	463 mg/L	0,43 gCOD/l.d	20 - 25°C	80-97%	(EL KIK et al., 2021)
CSTR	PIL	17h	23-41d	ED	12 a 15 g/l	568 mg/L	0,5 a 2,0 gDQO/L.d	-	-	(FERRER et al., 2015)
CSTR	LAB	12h	-	ES	-	460 ± 30 mg/L	-	-	>90%	(FOX; STUCKEY, 2015)
CSTR	PIL	9-12h	70d	ED	22 g/l	445 mg/L	-	-	87%	(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2011)
CSTR	PIL	12-28h	28-41d	ED	10 a 25 g/l	468 - 598 mg/L	-	-	> 90%	(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2014)
CSTR	LAB	31d	70 e 100d	BA	-	4130 a 4188 mg/L	0,2 gDQO/L.d	38°C	70,1-73,2%	(GIMÉNEZ, Juan B. et al., 2017)
UASB	PIL	7h	Infinito	ED	6 gSSV/l	892 mg/L	-	18°C	87%	(GOUVEIA et al., 2015)
CSTR	LAB	15d	100d	BA	-	6033 ± 137 mg/L	0,4 gDQO/L.d	35 °C	69,9 ± 0,7%	(GRESES, Silvia et al., 2017)
CSTR	LAB	50d	70d	BA	-	10000 ± 435 mg/L	0,2 gDQO/L.d	35°C	40,4%	(GRESES, S. et al., 2018)
UASB	PIL	6h	180d	ED	-	-	-	22±3 °C	93%	(HERRERA-ROBLEDO et al., 2011)
CSTR	LAB	22,5-28h	Infinito	ES	4,9 a 5,8 g/L	-	0,60 a 0,74 gDQO/L.d	33 ± 2 °C	77,8-91%	(JEONG et al., 2018)
CSTR	LAB	13h	Infinito	ED+ROU	12100 g/L	2115 mg/L	2,95 gDQO/L.d	30-35°C	98,3 ± 1,0%	(JEONG; HERMANOWICZ; PARK, 2017)
CSTR	PIL	6 a 48h	-	ED	-	360 a 480 mg/L	0,18 a 1,84 gCOD/l.d	23,7 a 26,8°C	>90%	(KONG; WU; et al., 2021)

Tabela 5.2 – Parâmetros operacionais aplicados a reatores AnMBR. (continuação).

REATOR	ESCALA	TDH	SRT	EFLUENTE	MLSS	DQO	COV	TEMPERATURA	EFIC. REM. DQO	REFERÊNCIA
FBR/CSTR	LAB	8- 16h	-	ES	0,4 a 1,2 g/L	300 mg/L	-	-	90,1 a 93,9%	(LEE, Jiwoo; KWON; KIM, 2021)
CSTR	LAB	3-36d	-	RCF+LAE	-	42,4 ± 9,9 g/L	0,63 a 15,3 gDQO/L.d	55°C	> 90%	(LEI; ZHI; et al., 2019)
FBR/CSTR	LAB	-	-	ES	-	500 mg/L	-	18 e 10 °C	74,3 a 94,4%	(LEI; MA; et al., 2021)
CSTR	LAB	8-30d	16-60d	RCF+RLAT+LAE	-	100 g/L	3,98 a 15,2 gDQO/L.d	55 - 57°C	93,9-95,8%	(LI, Qian et al., 2015)
CSTR	LAB	-	-	ROU+LE	27,3 ± 3,3 g/L	57,6 a 81,7 g/L	3,84 a 5,44 gDQO/L.d	55 ± 1°C	96,7-98,7%	(LI, Yemei et al., 2020)
CSTR	PIL	10d	15d	LAE+RLAT	-	-	1,8 a 11,2 gDQO/L.d	37 ± 1°C	-	(LUTZE; ENGELHART, 2020)
CSTR	PIL	19,2h	-	ED	15 a 21 g/l	630 mg/L	-	33 ± 2	>90%	(MARTINEZ-SOSA et al., 2011)
CSTR	PIL	2,2h	35d	ED	4,7 a 20,1 g/l	275 mg/L	3,0 gDQO/L.d	-	87%	(MEI et al., 2018)
CSTR	PIL	20h	40d, 70d e Infinito	ED+ROU	-	-	0,61 a 1,05 gDQO/L.d	28 °C	85 a 97%	(MOÑINO et al., 2017)
CSTR	PIL	6,9-14,5d	22-39,4d	LP+LAE	-	-	2,1 a 3,7 gDQO/L.d	25, 35 e 55°C	-	(PILEGGI; PARKER, 2017)
CSTR	LAB	12 a 48h	50d	ED	4 g/L	-	0,225 a 0,9 gCOD/L.d	18 a 24°C	69 a 89%	(PLEVRI et al., 2021)
CSTR	LAB	20-70d	20-100d	RCF+LAE	-	-	1,96 a 11,98 gDQO/L.d	55-57 °C	-	(QIAO et al., 2013)
CSTR	LAB	15d	-	RLAT+EST	-	-	3,1 a 5,0 gDQO/L.d	35 ± 2°C	91% ± 7%	(RIBERA-PI et al., 2020)
CSTR	PIL	5,5-24,5h	70d	ED	7 a 32 g/l	459 mg/L	-	20, 25 e 33°C	85%	(ROBLES, A. et al., 2013b)
CSTR	PIL	1,6 ± 0,1d	68,2 ± 3,7d	ED	-	-	0,15 ± 0,03 gDQO/L.d	20,3 ± 0,5°C	94%	(ROBLES, A. et al., 2017)
CSTR	PIL	30 ± 0,3d	69,7 ± 0,3d	LP+LAN+BA	-	-	0,56 ± 0,04 gDQO/L.d	55,0 ± 0,9°C	-	(ROBLES, A. et al., 2017)
CSTR	PIL	1,1 ± 0,2d	70 ± 3,7d	ED	-	244 ± 36 mg/L	0,22 ± 0,07 gDQO/L.d	24,9 ± 0,5	-	(SECO et al., 2018)
CSTR	PIL	30 ± 0,3d	69,7 ± 0,3d	LP+LAN+BA	-	16,7 ± 1,05 g/L	0,56 ± 0,05 gDQO/L.d	55,0 ± 0,9	-	(SECO et al., 2018)
CSTR	LAB	30d	70d	LP+BA	-	5,1-14,9 g/L	0,17 a 0,5 gDQO/L.d	55°C	53,3-70,7%	(SERNA-GARCÍA; BORRÁS; et al., 2020)
CSTR	LAB	30d	100d	LP+BA	-	-	0,52 gDQO/L.d	35°C	70,8% ± 3,4	(SERNA-GARCÍA; ZAMORANO-LÓPEZ; et al., 2020)
CSTR	PIL	4d	215d	ES	10 ± 1 g/l	6252,3 mg/L	-	-	-	(SONG; LUO; MCDONALD; et al., 2018)
CSTR	LAB	3-30d	6-60d	LE	-	40,6 a 135,5 g/L	1,96 a 13,89 gSV/L.d	-	-	(WANDERA et al., 2018)
CSTR	PIL	22-30d	42-70d	ED+ROU	-	541 a 989 mg/L	-	25 a 28°C	-	(ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2018)
CSTR	LAB	30d	100d	LP+BA	-	-	0,5 gSV/L.d	35°C	-	(ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2020)

Legenda: **Reator**: FBR-Reator de Leito Fluidizado; UASB-Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente; CSTR-Reator de Mistura Completa; EGSB-Reator de Leito de Lodo Granular Expandido; GLAR- Reator Anaeróbio de Elevação de Gás; RFACA- Reator de fluxo ascendente e crescimento aderido; **Escala**: LAB-Laboratório; PIL-Piloto; TDH-Tempo de detenção hidráulico; SRT-Idade de Lodo; Efluentes: ES-Esgoto Sintético; ED-Esgoto Doméstico, BA-Biomassa de algas; LP-Lodo Primário; LAN-Lodo Anaeróbio; LAE-Lodo Aerado Excedente; LE-Lodo de esgoto (misto); LH-Lodo Hidrolisado; ROU-Resíduo Orgânico Urbano; RCF-Resíduo de café; RLAT-Resíduo de Laticínios; VIN-Vinhaça; MLSS- Sólidos Suspensos no Licor Misto; DQO-Demanda Química de Oxigênio; COV- Carga Orgânica; EFIC. REM. DQO-Eficiência de remoção de DQO.

5.2 ESTRATÉGIAS DE CONTROLE DO EM AnMBRs

A formação de depósitos sobre as membranas dos AnMBRs se dá a partir de uma complexa interação entre diversos fatores, de natureza biológica, química e física. A formação de depósitos promove a redução da área ativa da membrana, o bloqueio de seus poros e a elevação da resistência ao fluxo, contribuindo diretamente para a diminuição do fluxo de permeado, para o aumento da pressão transmembrana e, portanto, para um maior consumo energético do sistema (ABDELRASOUL; DOAN, 2020; LE-CLECH; CHEN; FANE, 2006).

Os principais componentes com potencial para formação de depósitos em AnMBR são precipitados inorgânicos, produtos microbianos solúveis (SMP), substâncias poliméricas extracelulares (EPS), sólidos coloidais e biomassa suspensa (GAO, Da Wen D.W. et al., 2010; GUO; NGO; LI, 2012; SMITH et al., 2012). A formação inicial dos depósitos ocorre pela adsorção de macromoléculas na superfície das membranas. Uma vez que o processo de adsorção é movido pela interação química e física entre as membranas e as macromoléculas, a formação de depósitos é feita mesmo sem nenhum fluxo, assim que a membrana entra em contato com o licor misto (YOON, 2016).

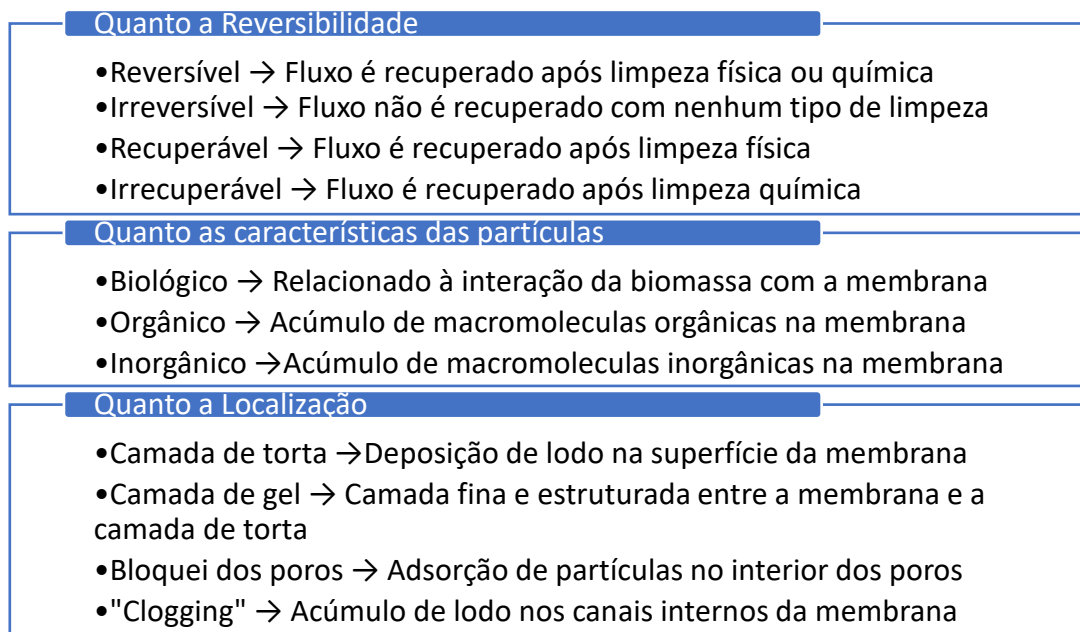
Os depósitos podem se formar internamente nas membranas, pelo entupimento dos canais ou bloqueio dos poros, ou externamente, devido à formação da camada de torta pelas substâncias rejeitadas pelos poros da membrana. Usualmente, a camada interna de depósitos tende a ser fisicamente irreversível, enquanto a camada externa é comumente reversível. No entanto, mesmo a parcela reversível nunca será completamente removida (SKOUTERIS et al., 2012).

Estudos recentes reportam ainda a existência de uma fina camada de gel entre a superfície da membrana e a camada de torta. Essa camada de gel, formada, principalmente, pela gelificação de coloides e matéria orgânica dissolvida, apresenta características morfológicas e físico-químicas distintas da camada de torta. Tais características implicam numa maior resistência à filtração e na menor eficiência sobre a camada de gel de medidas convencionais de controle de

fouling, como borbulhamento de gás e retrolavagem (LEI; WANG; et al., 2021; NI, Lingfeng et al., 2021).

A formação de depósito pode ser classificada em diferentes categorias, conforme destacado na Figura 5.2.

Figura 5.2 – Principais categorias de classificação das camadas de depósito.



Fonte: Adaptado de LIN et al., (2013) e PARK; CHANG; LEE, (2015)

As principais estratégias para controle do *fouling* são: otimização da frequência e duração das etapas de alimentação, retrolavagem e relaxamento; a aplicação de bolhas de gás para remoção das camadas externas acumuladas nas membranas; operação das membranas com fluxos controlados abaixo do fluxo crítico da membrana; e limpeza química das membranas (FERRER et al., 2015).

Os métodos de limpeza do depósito formado nas membranas podem ser físicos (DURÁN et al., 2018; SERNA-GARCÍA et al., 2020b) ou químicos (CHEN et al., 2017c; LI et al., 2020). A limpeza física é normalmente realizada através da retrolavagem, do relaxamento e da aspensão de gás. A retrolavagem consiste na inversão do sentido do fluxo através da membrana com fluxos de 2 a 3 vezes maiores que na filtração, podendo ser acompanhada de ar ou não. O relaxamento refere-se a uma pausa no processo de filtração, enquanto permanece ativa a injeção de bolhas de ar. A limpeza química pode ser realizada com ácidos orgânicos ou minerais, soda cáustica, ou mais comumente com hipoclorito de sódio, podendo ser realizado *in-situ* ou externamente.

Alternativamente, pode-se utilizar uma baixa concentração de agente químico de limpeza durante o processo de retrolavagem com objetivo de retardar a necessidade de uma limpeza química profunda, processo conhecido como retrolavagem quimicamente assistida (RQA) (JUDD, 2006; LEE, Eui Jong et al., 2016). A Tabela 5.3 apresenta as técnicas de controle de formação de depósitos empregadas nos estudos com reatores AnMBR.

Tabela 5.3 – Técnicas de controle de formação de depósitos aplicados nos trabalhos analisados.

REFERÊNCIA	INST	FORM	TIPO	MAT	REATOR	FI	RX	RV	RQA	LQ	BB	OUTROS
(ASLAM, M. et al., 2017)	MSR	TU	MF	CE	FBR	17min	1min	1min	2x/sem	-	-	-
(BERKESSA et al., 2018)	MSR	PP	MF	PVDF	UASB	30min	-	30s	-	-	-	-
(CERÓN-VIVAS; NOYOLA, 2017)	MSR	TU	UF	PVDF	UASB	4min	1min	-	-	-	0,19 m ³ /m ² .h (N ₂)	-
(CHEN, C.; GUO; NGO; LIU; et al., 2017)	MSR	FO	MF	PVDF	EGBS	8min	2min	-	-	-	-	-
(CHEN, C.; GUO; NGO; CHANG; et al., 2017)	MSTE e MSR	FO	MF	PVDF	EGBS	8min	2min	-	-	-	-	-
(CHEN, Rong et al., 2019)	MSR	PP	MF	-	CSTR	-	-	-	-	-	2,6m ³ /m ² .h	-
(CHENG; ZHOU; HONG, 2021)	MSTE	PP	MF	PVDF	CSTR/RFACA	-	-	-	-	-	300 ml/min	-
(CHO et al., 2018)	MSR	PP	MF	CE	CSTR	4min	1min	30s	-	-	0,15 m ³ /m ² .h	-
(DERELI et al., 2014)	ME	TU	UF	PVDF	CSTR	5min	-	30s	-	-	-	-
(DOLEJS et al., 2017)	ME	TU	UF	PVDF	GLAR	50min	-	3min	-	TMP>20Kpa	0,02 m/s	-
(DONG; PARKER; DAGNEW, 2016b)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	8min	2min	-	-	1x/sem	0,15 m ³ /m ² .h	CG (FeCl ₃)
(DURÁN et al., 2018)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	Sim	Sim	Sim	-	-	Sim	DG
(EL KIK et al., 2021)	MSR	FO	MF	PVDF	FBR	-	-	-	-	-	-	ELET
(FERRER et al., 2015)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	-	-	-	-	-	0,1 m ³ /m ² .h	-
(FOX; STUCKEY, 2015)	MSR	PP	MF	PE	CSTR	-	-	-	-	-	1,2 a 7,20 m ³ /m ² .h	-
(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2011)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	Sim	Sim	Sim	-	-	0,23 m ³ /m ² .h	DG
(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2014)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	Sim	Sim	Sim	-	-	0,23 m ³ /m ² .h	DG
(GOUVEIA et al., 2015)	MSTE	TU	UF	PVDF	UASB	30min	5s	1min	-	Eventual	0,8 a 1,2 m ³ /m ² .h	-
(GRESES, S. et al., 2018)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	120s	Sim	20s	-	-	-	-
(JEONG et al., 2018)	MSR	PP	MF	CE / PVDF	CSTR	4min	1min	-	-	-	2,4 a 2,7 m ³ /m ² .h	-
(JEONG; HERMANOWICZ; PARK, 2017)	MSR	PP	MF	CE	CSTR	4 min	1min	30s	-	-	0.15 m ³ /m ² .h	-
(KONG; WU; et al., 2021)	MSR	FO	MF	PVDF	CSTR	4min	1min	-	Sim	-	0,75 m/h	-
(LEE, Jiwoo; KWON; KIM, 2021)	MSR	FO	MF	PVDF	FBR/CSTR	9min	1min	-	-	-	1,2 a 2,4 m ³ /m ² .h	GAC
(LEI; ZHI; et al., 2019)	MSR	PP	MF	C-PE	CSTR	-	-	-	-	-	0,3m ³ /m ² .h	-
(LEI; MA; et al., 2021)	MSR	PP	MF	PVDF	FBR/CSTR	-	-	-	-	-	3,0 e 1,75m ³ /m ² .	Biocar
(LI, Qian et al., 2015)	MSR	PP	MF	C-PE	CSTR	4min	1min	-	-	-	5 L/min	-
(LI, Yemei et al., 2020)	MSTE	FO	MF	PTFE	CSTR	3min	3min	-	-	2x	74 m/h	-
(MARTINEZ-SOSA et al., 2011)	MSTE	PP	UF	PES	CSTR	10min	30s	1min	-	-	1,22 m ³ /m ² .h	-
(MEI et al., 2018)	MSTE	FO	MF	PVDF	CSTR	5min	30s	30s	-	-	0,31 m ³ /m ² .h	-
(MONINO et al., 2017)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	Sim	Sim	Sim	-	-	0.10 m ³ /m ² .h	DG
(PLEVRI et al., 2021)	MSR	PP	MF	PVDF	CSTR	8min	1min	-	-	2x (NaClO)	0,36 m ³ /m ² .h	-
(QIAO et al., 2013)	MSR	PP	MF	C-PE	CSTR	4 min	1min	-	-	-	5L/min	-
(ROBLES, A. et al., 2013b)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	250s	50s	30s	-	-	0,23 m ³ /m ² .h	DG
(SERNA-GARCÍA; ZAMORANO-LÓPEZ; et al., 2020)	MSTE	FO	UF	PVDF	CSTR	Sim	Sim	Sim	-	-	Sim	-

Tabela 5.3 – Técnicas de controle de formação de depósitos aplicados nos trabalhos analisados. (continuação)

REFERÊNCIA	INST	FORM	TIPO	MAT	REATOR	FI	RX	RV	RQA	LQ	BB	OUTROS
(SONG; LUO; MCDONALD; et al., 2018)	ME	TU	MF	CE	CSTR	14min	1min	-	-	-	-	-
(WANDERA et al., 2018)	MSTE	PP	MF	PE	CSTR	4min	1min	-	-	-	2,6 m ³ /m ² .h	-

Legenda: INST-Instalação: ME-Membrana Externa; MSR-Membrana Submersa no Reator; MSTE-Membrana Submersa em Tanque Externo; FORM-Formato: FO-Fibra Oca; PP-Placa Plana; MT-Tubular; Tipo: MF-Microfiltração; UF-Ultrafiltração; MAT-Material: CE-Cerâmico; C-PE-Polietileno Clorado; PVDF-Fluoreto de Polivinilideno; PE-Polietileno; PES-Polietersulfona; Reator: FBR-Reator de Leito Fluidizado; UASB-Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente; CSTR-Reator de Mistura Completa; EGSB-Reator de Leito de Lodo Granular Expandido; GLAR- Reator Anaeróbio de Elevação de Gás; RFACA- Reator de fluxo ascendente e crescimento aderido; FI: Filtração; RX: Relaxamento; RV: Retrolavagem; LQ: Limpeza Química; BB: Borbulhamento de Biogás; DG: Desgaseificação; CG: Coagulação; GAC: Carbono ativado granular;

É notável que a grande maioria dos estudos analisados empregaram técnicas de relaxamento e retrolavagem para controle da formação de depósitos, observando-se ciclos com duração entre 2 e 30 minutos de filtração, 5 segundos e 3 minutos de relaxamento e entre 20 segundos e 3 minutos de retrolavagem.

Os processos de limpeza física das membranas contribuem com parcelas superiores a 75% do consumo energético em reatores AnMBR, sendo de grande importância a otimização e redução de sua frequência sempre que possível (ROBLES et al., 2018). A otimização dos processos de limpeza física é essencial para garantir a dispersão da camada depósito removida da membrana, evitando que, ao retomar a filtração, o material removido torne a formar rapidamente novos depósitos na membrana (RUIGÓMEZ et al., 2017). Estratégias que iniciam os processos de limpeza física ao atingir uma determinada pressão transmembrana (TMP) permitem que o sistema ajuste automaticamente o tempo de filtração e frequência de limpeza de acordo com a evolução da formação da camada de depósito, melhorando a eficiência de limpeza e a produtividade do sistema (VILLARROEL et al., 2013).

Conforme observado na Tabela 5.3, o borbulhamento de biogás também vem sendo amplamente empregado no controle de depósitos em AnMBR, verificando-se fluxos específicos de biogás numa faixa entre 0,10 e 7,20 m³/m².h. A aspensão de biogás na base das membranas promove uma tensão de cisalhamento sobre a camada de depósito permitindo a remoção de uma parcela da camada, gerando efeitos positivos sobre a permeabilidade da membrana. No entanto, estudos apontam para um limite crítico do fluxo de aspensão de biogás, acima do qual não se observam incrementos na permeabilidade da membrana. A determinação deste fluxo crítico de borbulhamento é importante para melhor eficiência energética do processo, sendo sua determinação específica para as características de cada licor misto (FOX; STUCKEY, 2015; RUIGÓMEZ et al., 2017; WANG, K.M.; CINGOLANI; et al., 2018).

O controle da formação de depósitos é um dos pontos mais importantes da operação de reatores com membranas, de modo que novas estratégias vêm sendo amplamente estudadas, podendo-se citar como exemplo o uso de meios de suporte móveis (CHARFI et al., 2018; CHEN, Fu; BI; NG, 2016; KIM et al., 2020), o uso de campos elétricos para remoção dos depósitos (DING et al., 2018;

TAGHIPOUR et al., 2017; YU, Qilin; ZHANG, 2019) e o emprego de ultrassom (ABDELRASOUL; DOAN, 2020; YU, Wenzheng; GRAHAM; LIU, 2017).

A introdução de novos componentes nos reatores AnMBR vem sendo uma estratégia amplamente estudada para o controle da formação de depósitos. Pode-se citar como exemplo a utilização de compostos adsorventes (carbono ativado, zeólita, biocarvão, etc.), coagulantes (cloreto de alumínio, cloreto de ferro, etc.) e outros produtos químicos, que apresentam o potencial de modificar as características do efluente contribuindo para a minimização da formação de depósitos (SOHN; GUO; NGO; DENG; CHENG; et al., 2021). Estudos realizados por Lei et al. (2019a) com a adição de 4,5g/L de carbono ativado em pó (PAC) em um reator AnMBR em escala de bancada, operando com esgoto sintético, apresentou uma redução em 41,5% na taxa de formação de *fouling*, que caiu de 0,217 kPa/d, no reator sem adição de PAC, para 0,127 kPa/d, no reator com PAC com HRT de 12h. Resultados semelhantes foram obtidos com HRT de 8h e 6h. As partículas de carbono ativado se tornam meio suporte para a formação de biofilme, transformando-se em partículas de carbono biologicamente ativadas, capazes de promover a degradação dos poluentes e de modificar as características do licor misto, reduzindo a adesão de microrganismos na membrana (SOHN; GUO; NGO; DENG; CHENG; et al., 2021). Além disso, o atrito destas partículas com as membranas contribui também para limpeza mecânica das membranas ao promover o desprendimento da camada de torta presente nas membranas (EL KIK et al., 2021) .

De forma semelhante, o uso de meios suporte para biofilme nos reatores AnMBR vêm sendo estudado com objetivo de auxiliar no controle da formação de depósitos através da limpeza mecânica das membranas e do efeito bioquímico sobre as características do licor misto, podendo contribuir, ainda, para uma melhor remoção de matéria orgânica e nutrientes (WANG, Hanqing et al., 2020). Este tipo de reator é conhecido como reator anaeróbio de leito fluidizado com membranas (AFMBR). Estudo realizado por Kim et al. (2020), empregando como meio suporte peças tubulares perfuradas em PVDF e densidade de empacotamento de 30% e de 50%, obteve redução significativa na pressão transmembrana (0,02 bar em 7h de operação) quando comparado com reator sem o meio suporte (0,18 bar em 3h de operação), indicando um papel

importante da limpeza mecânica promovida pelo meio suporte no que tange o controle da formação de depósitos.

Outra estratégia empregada para o controle da formação de depósitos é o uso de campos elétricos sob as membranas, em sistemas chamados de biorreator anaeróbio eletroquímico com membrana (AnEMBR). Um pequeno campo elétrico é aplicado tendo, normalmente, a membrana como cátodo (YU, Qilin; ZHANG, 2019). Dois mecanismos atuam contribuindo para o alívio na formação de depósitos: a repulsão de flocos de lodo e de partículas coloidais de carga negativa, e a influência do campo elétrico nas propriedades do licor misto, afetando a distribuição do tamanho dos flocos de lodo e sua carga elétrica superficial e a composição da matéria orgânica biológica extracelular, tais como EPS e SMP (ZHANG, Shuo et al., 2021).

Estudos realizados por Zhang et al. (2021) aplicando um campo elétrico de 0,5V obteve redução de aproximadamente 23% na taxa de evolução do *fouling*, e de 10% na presença de partículas orgânicas na camada de depósito. Resultados semelhantes foram obtidos por Ding et al. (2018), com aumento de 32% na duração do ciclo de filtração da membrana ao aplicar um campo elétrico de 0,6V devido, principalmente, à redução da quantidade de EPS no lodo durante a aplicação do campo elétrico. Por sua vez, em estudos realizados por Ying et al. (2021) com membranas cerâmicas foi observada uma piora de 28% na taxa de *fouling* ao se aplicar um campo elétrico de 0,5V. Entretanto, resultados positivos foram obtidos com campos elétricos de 1V e 2V, com redução da taxa de *fouling* de aproximadamente 50% e 72%, respectivamente.

5.3 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BALANÇO ENERGÉTICO

O esgoto doméstico contém energia química proveniente das ligações químicas e moleculares da matéria orgânica presente no esgoto. Essa energia pode ser representada em termos de DQO, correspondendo a em torno de 3,49Wh/gDQO (LAZAROVA; CHOO; CORNEL, 2012). Tecnologias anaeróbias de tratamento têm como principal característica a produção de metano no biogás, permitindo assim a recuperação de parte da energia disponível no esgoto, além do menor consumo de energia devido não ser necessário à aeração (DOLEJS et al., 2017;

LIAO et al., 2010). A energia recuperada na forma de metano pode ser convertida em energia elétrica com uma eficiência média de 35% (BATSTONE et al., 2015).

O potencial energético dos tratamentos anaeróbios é comumente expresso em termos de produtividade de metano, sendo o valor teórico de $0,35 \text{ LCH}_4/\text{gDQO}_{\text{rem}}$ em condições padrão de pressão e temperatura, correspondente ao máximo de metano produzido caso toda a DQO seja convertida em metano (HEIDRICH; CURTIS; DOLFING, 2011; SHIN, C.; BAE, 2018). Os estudos analisados neste trabalho mostram uma grande variabilidade na quantidade de metano produzida a partir do tratamento com AnMBR, com resultados entre 0,05 e $0,32 \text{ LCH}_4/\text{gDQO}_{\text{rem}}$ (Tabela 5.4).

Em termos comparativos com outras tecnologias anaeróbias, dados apresentados por Daud et al. (2018) apontam uma produtividade média de biogás em reatores UASB entre 0,05 e $0,25 \text{ m}^3_{\text{Biogás}}/\text{KgDQO}_{\text{removida}}$, o que corresponde à uma faixa de 0,04 a $0,18 \text{ LCH}_4/\text{gDQO}_{\text{removida}}$, considerando-se 70% do biogás é composto de metano. Outros estudos corroboram os valores apresentados nesta faixa. Em estudo apresentado por Vassalle et al. (2020) obteve-se produtividade de metano de $0,14 \text{ LCH}_4/\text{gDQO}_{\text{removida}}$ em um reator UASB tratando esgoto doméstico. Por sua vez, neste mesmo tipo de processo, Gonçalves et al. (2020) obteve produtividade de metano de $0,18 \text{ LCH}_4/\text{gDQO}_{\text{removida}}$. Nota-se que, muito embora haja um potencial para uma maior produtividade de metano em reatores AnMBR, em uma parcela considerável dos estudos o resultado foi equivalente ao do tratamento com reatores UASB (Tabela 5.4). Cabe ressaltar que o tratamento em reatores UASB é uma tecnologia bem estabelecida há décadas e que possui inúmeras instalações em escala real, enquanto o tratamento com reatores AnMBR ainda é incipiente e ainda está em processo de entendimento e aprimoração, limitando-se, em sua grande maioria, à escala de laboratorial ou de piloto.

A grande variabilidade nos resultados de produtividade de metano (Tabela 5.4) pode estar relacionada às diversas condições operacionais aplicadas e às características do esgoto tratado, incluindo a carga orgânica (LEI et al., 2018). De acordo com SHIN e BAE (2018), um dos principais fatores que influenciam a produtividade de metano é o consumo de parte da DQO para redução de sulfato presente no efluente, diminuído assim a produção de metano. Outro fator

importante é a perda de biogás por vazamentos e dissolução no efluente tratado (GIMÉNEZ, J.B. B. et al., 2012).

As perdas de metano dissolvido nos efluentes anaeróbios podem variar de 11% a 88% do metano produzido, sendo em média de 36% a 41%, representando um parâmetro extremamente importante em termos de recuperação de energia no tratamento (STAZI, Valentina; TOMEI, 2021). Diversos estudos reportaram a supersaturação de metano no efluente tratado devido a uma transferência líquido-gás ineficiente, o que justifica perdas superiores às esperadas por cálculos teóricos (CASHMAN et al., 2018; GIMÉNEZ, J.B. B. et al., 2012; SMITH et al., 2012). Crone et al. (2016), por exemplo, reportou graus de supersaturação calculados com base na constante de Henry variando de 1,34 a 6,9. A solubilidade do metano em líquido é diretamente afetada pela temperatura, de modo que a perda de metano dissolvido é ainda mais grave em climas frios. Resultados apresentados por Galib et al. (2016) apontam também para a influência da carga orgânica na concentração de metano dissolvido, uma vez que obteve uma redução no metano dissolvido de 54 para 25 mg/L ao elevar a carga orgânica de 0,4 para 3,2 kgCOD/m³d, podendo estar relacionado ao aumento da produtividade de biogás com uma carga orgânica mais elevada.

Dada a grande importância da parcela de metano dissolvida no efluente, torna-se necessário buscar alternativas para recuperação do metano dissolvido, evitando-se assim a redução da parcela de energia recuperada no tratamento, bem como a fuga de um gás com elevado potencial de aquecimento global. As tecnologias comumente utilizadas para remoção de gases diluídos consistem na dispersão do líquido como névoa ou gotas em um meio gasoso que irá coletar o metano (lavador Venturi, torres de purificação ou torres de pulverização) ou na dispersão de um gás coletor na fase líquida em que o metano está diluído (*vasos de reação, bandejas tipo peneira, coluna de bolhas*). Em ambos os tipos de tecnologia há gastos importantes de energia que podem inviabilizar o processo do ponto de vista de recuperação energética (SETHUNGA et al., 2021). Nesse sentido, o uso de processos de separação por membranas também vem sendo proposto para recuperação do metano dissolvido. Estudos apresentados por Cookney et al. (2016) propõe o uso de membranas contadoras de degaseificação como uma nova alternativa viável, com potencial de

recuperação de metano acima dos 90% aplicando-se baixas velocidades. No entanto, esta tecnologia ainda se encontra em desenvolvimento e sua viabilidade técnico-econômica ainda não foi totalmente avaliada (SONG; LUO; HAI; et al., 2018).

A Tabela 5.4 apresenta dados relacionados a produtividade de metano nos estudos analisados. Observa-se que há consistência nos resultados apresentados por CHO et al. (2018) e DOLEJS et al. (2017), que relatam uma maior produtividade de metano nos tratamentos operados à temperatura de 35°C em comparação com sistemas operados a temperaturas mais baixas. Estes resultados eram esperados já que a temperatura de 35°C é considerada a temperatura ótima para os microrganismos metanogênicos mesofílicos.

Outro resultado importante foi o obtido por DURÁN et al., (2018), em que se observa um aumento de até 3 vezes na produtividade de metano em um AnMBR em codigestão de esgoto sanitário e resíduos sólidos orgânicos, quando comparado com o tratamento somente do esgoto. Este resultado corrobora o potencial de aumentar a produtividade de metano a partir de processos de codigestão, que será abordado no item **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Tabela 5.4 – Produtividade de metano nos tratamentos com AnMBR.

REFERÊNCIA	INST.	EFL.	REATOR	ESCALA	COV (kgCOD/m ³ .d)	PROD. METANO	METANO DISSOLVIDO
(BERKESSA et al., 2018)	MSR	ES	UASB	PIL	-	0,28 a 0,29 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(CHEN, C.; GUO; NGO; LIU; et al., 2017)	MSR	ES	EGSB	LAB	0,53 e 0,59	0,13 a 0,16 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(CHEN, C.; GUO; NGO; CHANG; et al., 2017)	MSTE/MSR	ES	EGSB	LAB	-	0,16 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(CHEN, Rong et al., 2019)	MSR	LAE+RCF	CSTR	LAB	0,87 a 9,18	0,27 a 0,31 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(CHENG; ZHOU; HONG, 2021)	MSTE	ES	I) CSTR II) RFACA	LAB	-	I) 0,25 LCH ₄ /gCOD _{inf} (HRT 24h) 0,21 LCH ₄ /gCOD _{inf} (HRT 16h) II) 0,26 LCH ₄ /gCOD _{inf} (HRT 24h) 0,22 LCH ₄ /gCOD _{inf} (HRT 16h)	I) 2,0% (HRT 24h) 2,3% (HRT 16h) II) 1,7% (HRT 24h) 2,3% (HRT 16h)
(CHO et al., 2018)	MSR	ES+ROU	CSTR	PIL	2,98	(35°C) 0,24 ± 0,04 LCH ₄ /gCOD _{rem} (25°C) 0,23 ± 0,09 LCH ₄ /gCOD _{rem} (20°C) 0,10 ± 0,10 LCH ₄ /gCOD _{rem} (15°C) 0,00 LCH ₄ /gCOD _{rem}	(35°C) 10,1 mg/L (25°C) 11,1 mg/L (20°C) 8,5 mg/L
(DOLEJS et al., 2017)	ME	ES	GLAR	LAB	-	(35°C) 0,19 LCH ₄ /gCOD _{rem} (15°C) 0,07 LCH ₄ /gCOD _{rem}	(35°C) 18mgCOD/L (2%) (15°C) 40mgCOD/L (18%)
(DURÁN et al., 2018)	MSTE	ED+ROU	CSTR	PIL	-	(ED) 0,050 a 0,094 LCH ₄ /gCOD _{rem} (ED+ROU) 0,115 a 0,121 LCH ₄ /gCOD _{rem} (ED+ROU) 0,1487 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(EL KIK et al., 2021)	MSR	ES	I) FBR II) FBR c/ Eletrólise	LAB	0,43	I) 0,128 LCH ₄ /gCOD _{rem} II) 0,200 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2011)	MSTE	ED	CSTR	PIL	-	0,07 LCH ₄ /gCOD _{rem}	49,2mgCOD/L
(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2014)	MSTE	ED	CSTR	PIL	-	0,08 a 0,15 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(GIMÉNEZ, Juan B. et al., 2017)	MSTE	BA	CSTR	LAB	0,20	0,163 a 0,203 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(GOUVEIA et al., 2015)	MSTE	ED	UASB	PIL	-	0,18 a 0,23 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(GRESES, Silvia et al., 2017)	MSTE	BA	CSTR	LAB	0,40	0,242 ± 0,011 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(GRESES, S. et al., 2018)	MSTE	BA	CSTR	LAB	0,20	0,148 ± 0,005 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(JEONG; HERMANOWICZ; PARK, 2017)	MSR	ED+ROU	CSTR	LAB	2,95	0,21 ± 0,1 LCH ₄ /gCOD _{rem}	3,20%
(KONG; WU; et al., 2021)	MSR	ED	CSTR	PIL	0,18 a 1,84	0,18 a 0,23 LCH ₄ /gCOD _{rem}	19,8 a 22,3%
(LEI; ZHI; et al., 2019)	MSR	LAE+RCF	CSTR	LAB	0,63 a 15,3	0,251 a 0,307 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(LEI; MA; et al., 2021)	MSR	ES	I) CSTR II) FBR	LAB	-	0,31 LCH ₄ /gCOD _{rem} (18°C) e 0,25 LCH ₄ /gCOD _{rem} (10°C)	9,3 a 9,4% (18°C) 11,5 a 11,9% (10°C)

Tabela 5.4 – Produtividade de metano nos tratamentos com AnMBR. (Continuação).

REFERÊNCIA	INST.	EFL.	REATOR	ESCALA	COV (kgCOD/m ³ .d)	PROD. METANO	METANO DISSOLVIDO
(LI, Yemei et al., 2020)	MSTE	LE+ROU	CSTR	LAB	ROU100%: 5,44 ROU75%: 4,91 ROU50%: 3,84 ROU0%: 4,31	(ROU100%) 0,308 LCH ₄ /gCOD _{inf} (ROU75%) 0,302 LCH ₄ /gCOD _{inf} (ROU50%) 0,236 LCH ₄ /gCOD _{inf} (ROU0%) 0,181 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(LUTZE; ENGELHART, 2020)	MSTE	LAE+RLAT	CSTR	PIL	1,8 a 11,2	(20% RLAT) 0,143 LCH ₄ /gCOD _{inf} (57% RLAT) 0,210 LCH ₄ /gCOD _{inf} (64% RLAT) 0,232 LCH ₄ /gCOD _{inf} (85% RLAT) 0,286 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(MARTINEZ-SOSA et al., 2011)	MSTE	ED	CSTR	PIL	-	0,27 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(MEI et al., 2018)	MSTE	ED	CSTR	PIL	3,0	0,12 LCH ₄ /gCOD _{rem}	8mg/L
(MOÑINO et al., 2017)	MSTE	ED+ROU	CSTR	PIL	(ED) 0,605 (0,45% ROU) 0,871 (0,45% ROU) 0,712 (0,45% ROU) 1,045 (0,90% ROU) 1,014 (ED) 0,717	(ED) 0,051 LCH ₄ /gCOD _{rem} (0,45% ROU) 0,080 LCH ₄ /gCOD _{rem} (0,45% ROU) 0,121 LCH ₄ /gCOD _{rem} (0,45% ROU) 0,115 LCH ₄ /gCOD _{rem} (0,90% ROU) 0,149 LCH ₄ /gCOD _{rem} (ED) 0,094 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(RIBERA-PI et al., 2020)	MSTE	RLAT+EST	CSTR	LAB	(RLAT) 3,1 (RLAT+EST) 5,0	0,26 ± 0,12 LCH ₄ /gCOD _{rem}	-
(ROBLES, A. et al., 2017)	MSTE	ED	CSTR	PIL	0,15 ± 0,03	0,052 LCH ₄ /gCOD	-
(ROBLES, A. et al., 2017)	MSTE	LP+LAN+BA	CSTR	PIL	0,56 ± 0,04	0,19 LCH ₄ /gCOD	-
(SERNA-GARCÍA; BORRÁS; et al., 2020)	MSTE	LP+BA	CSTR	LAB	0,17 a 0,5	(COV 0,17): 0,176 LCH ₄ /gCOD _{inf} (COV 0,30): 0,229 LCH ₄ /gCOD _{inf} (COV 0,40): 0,217 LCH ₄ /gCOD _{inf} (COV 0,50): 0,242 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(SERNA-GARCÍA; ZAMORANO-LÓPEZ; et al., 2020)	MSTE	LP+BA	CSTR	LAB	0,52	0,256 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(SONG; LUO; MCDONALD; et al., 2018)	ME	ES	CSTR	PIL	-	0,3 a 0,5 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2018)	MSTE	ED+ROU	CSTR	PIL	-	(100% ED) 0,049 ± 0,017 (0,45% ROU) 0,111 ± 0,054 (0,90% ROU) 0,145 ± 0,046 LCH ₄ /gCOD _{inf} (100%ED) 0,089 ± 0,040 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-
(ZAMORANO-LÓPEZ et al., 2020)	MSTE	LP+BA	CSTR	LAB	-	0,228 a 0,241 LCH ₄ /gCOD _{inf}	-

Legenda: Instalação: ME-Membrana Externa; MSR-Membrana Submersa no Reator; MSTE-Membrana Submersa em Tanque Externo; Efluente: ES-Esgoto Sintético; ED-Esgoto Doméstico, BA-Biomassa de algas; LP-Lodo Primário; LAN-Lodo Anaeróbio; LAE-Lodo Aerado Excedente; LE-Lodo de esgoto (misto); LH-Lodo Hidrolisado; ROU-Resíduo Orgânico Urbano; RCF-Resíduo de café; RLAT-Resíduo de Laticínios; VIN-Vinhaça; Reator: FBR-Reator de Leito Fluidizado; UASB-Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente; CSTR-Reator de Mistura Completa; EGSB-Reator de Leito de Lodo Granular Expandido; GLAR- Reator Anaeróbio de Elevação de Gás; RFACA- Reator de fluxo ascendente e crescimento aderido; Escala: LAB-Laboratório; PIL-Piloto.

Além do potencial de produção de energia a partir de tratamentos com reatores AnMBR, há que se levar em conta também o consumo energético associado ao tratamento. A energia total demandada em AnMBRs consiste principalmente na energia empregada nas bombas de permeado e nas bombas de recirculação de líquido e de gás nos reatores empregadas para controle da formação de depósitos, parcela esta que pode chegar a 70% do consumo total de energia (SHIN, C.; BAE, 2018).

Resultados apresentados por Liao, Kraemer e Bagley (2006) apontam para um consumo de energia de 0,25 a 1,0 kWh/m³ para AnMBR submersos e de 3,0 e 7,3 kWh/m³ em reatores AnMBR com membranas externas, sendo o consumo de energia menor em reatores com membrana submersa pois estes operam com pressões muito inferiores nas bombas de permeado. Por sua vez, em seu trabalho Martin et al. (2011) reporta um consumo de energia entre 0,03 e 5,7 kWh/m³ para AnMBR submerso, indicando que a grande variabilidade no consumo energético se dá, sobretudo, devido a ampla variação na demanda de borbulhamento de biogás para controle do *fouling* reportada.

Embora as faixas de consumo de energia reportadas para AnMBRs sejam muito amplas e indiquem que em muitos casos o consumo pode impedir a obtenção de um balanço energético positivo, há que se levar em conta que o AnMBR é uma tecnologia incipiente e ainda em desenvolvimento, e que há também o potencial para obtenção de balanços energéticos positivos. O consumo de energia para controle da formação de depósitos representa a maior demanda de energia nos sistemas de tratamento com AnMBR, de modo que a adoção de estratégias de baixo consumo energético são essenciais para o balanço energético neutro ou positivo no tratamento de efluentes domésticos (STAZI, V.; TOMEI, 2018). Estudos que conseguiram desenvolver estratégias de menor consumo energético para controle da formação de depósitos obtiveram saldos positivos no balanço energético.

Em estudo realizado por Wang et al. (2018b) comparou diferentes regimes de borbulhamento de gás para controle do *fouling*. Ao avaliar o borbulhamento de gás intermitente (10s ligado e 10s desligado) a taxas de 1 e de 2m³/m².h, o sistema foi capaz de manter condições de fluxo de filtração (13,5 L/m².h) e de taxa de *fouling* (< 1 mbar/h) semelhantes aos obtidos com borbulhamento contínuo, porém com gasto energético 50% inferior. Resultados satisfatórios também foram obtidos com filtração

e borbulhamento de gás intermitentes, filtrando sem borbulhamento e acionando o borbulhamento no período de relaxamento. Nessas condições, quanto maior o fluxo de gás, maiores fluxos de filtração foram mantidos sem elevar a taxa de *fouling* acima de 1 mbar/h, sendo os melhores resultados obtidos com ciclos de filtração de 9min com fluxo de 15 L/m².h intercalados com 1 min de relaxamento com borbulhamento de gás a 2m³/m².h, condições em que o tempo de funcionamento do borbulhamento se limita a 10% do tempo em regime de borbulhamento contínuo, representando um enorme potencial de redução do consumo energético.

Resultados semelhantes foram obtidos por (GARCIA et al., 2013) em um reator AnMBR de leito granular operando com borbulhamento de gás intermitente (10s ligado e 10s desligado), em que foram mantidas taxas de *fouling* e fluxo de filtração semelhantes aos obtidos com operação com borbulhamento contínuo.

Pode-se observar que os tratamentos com AnMBR apresentam potencial para obter um balanço energético positivo, no entanto, cuidados importantes devem ser tomados no sentido de minimizar os gastos energéticos, sobretudo com o controle da formação de depósitos, e de potencializar a recuperação de energia através da operação em condições favoráveis a produtividade de biogás e da recuperação do metano dissolvido no efluente.

Estudo apresentado por Shin et al. (2021) com reator anaeróbico com membranas de leito fluidizado em escala piloto obteve balanço energético positivo (+0,11kwh/m³) operando com fluxo líquido de 12,2 L/m².h e borbulhamento de biogás constante, tendo sido estimados um consumo de 0,28kWh/m³ e uma recuperação média de energia de 0,39 kWh/m³, considerando-se uma recuperação de 90% do metano dissolvido no efluente.

5.4 METAGENOMICA DA BIOMASSA

Uma complexa comunidade de microrganismos apresenta papel crucial nos processos de tratamento anaeróbico, atuando diretamente na transformação da matéria orgânica e na produção de biogás. O conhecimento amplo desta comunidade microbiana, de suas interações e de como respondem às condições operacionais do sistema são essenciais para manutenção de uma operação estável e com produção de biogás eficiente (ZHANG, Kun et al., 2020).

O processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica é conduzido por uma série de interações sintróficas entre bactérias fermentativas e arqueas metanogênicas, que são essenciais para manutenção da operação em estado estacionário. Além do conhecimento dos microrganismos presentes no licor misto e na camada de biofilme, é essencial compreender os mecanismos associados às interações entre as espécies em um reator sujeito às variações das condições ambientais de operação (KANNAN; EVANS; PARAMESWARAN, 2020).

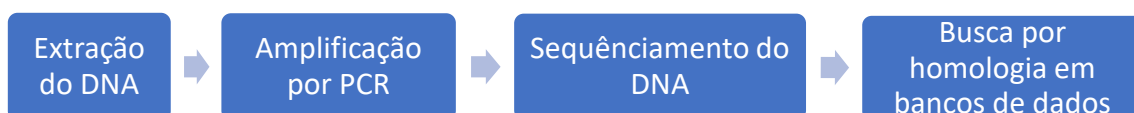
Uma das principais causas da formação de depósitos nas membranas é a deposição e acúmulo de células microbianas e metabólitos nas membranas. Embora fatores físicos e químicos associados a formação de depósito venham sendo muito estudados, ainda se sabe pouco sobre os mecanismos biológicos que atuam nesse processo (INABA et al., 2020).

O conhecimento aprofundado das comunidades microbianas envolvidas no processo de formação de depósitos e como a operação do sistema de tratamento influencia na sua estrutura e sua dinâmica é essencial para o desenvolvimento de estratégias avançadas de controle da formação de depósitos em MBR (CALDERÓN et al., 2011).

A análise metagenômica consiste no escaneamento de genes de interesse a partir de sequências preservadas (CARVALHO, 2016). O tipo de estudo de metagenoma mais comumente empregado utiliza o gene 16S rRNA como referência, por se tratar de um gene extremamente estável e com inúmeros iniciadores (primers) disponíveis para discriminação de diferentes grupos taxonômicos (ALMEIDA, 2009), e que faz parte da menor subunidade do ribossomo nos domínios Archaea e Bactéria (LUCENA, 2008).

As principais etapas metodológicas frequentemente utilizadas para identificação dos microrganismos presentes nas amostras de sistema de tratamentos de efluentes são apresentadas na Figura 5.3.

Figura 5.3 – Principais etapas do estudo metagenômico.



Inicialmente é realizado o isolamento dos fragmentos de DNA contidos na amostra a partir de kits de extração. Em seguida é feita a ampliação das amostras de DNA através de PCR. Então, é feito o sequenciamento do DNA, que determina a ordem

exata dos nucleotídeos em um segmento de DNA. Por fim, um algoritmo de computador é utilizado para analisar as sequências de DNA obtidas e realizar comparações de pares em cada base, buscando por homologia da sequência em bancos de dados genômicos que possuem informações taxonômicas e filogenéticas da linhagem correspondente à sequência estudada (LUCENA, 2008; MADIGAN et al., 2016).

Diversos trabalhos analisados neste estudo apontam para a existência de um núcleo de microrganismos comuns à diferentes reatores AnMBR funcionando em diferentes condições ambientais e de operação.

Estudo realizado por Kannan, Evans e Parameswaran (2020) avaliou a comunidade microbiana de um reator AnMBR tratando esgoto doméstico, e os resultados obtidos apontaram para a presença de um núcleo principal de microrganismos representados pelos filos *Bacteroidetes*, *Proteobacteria*, *Firmicutes* e *Chloroflexi* que abrangem de 70% a 90% da comunidade microbiana, e pelo gênero de arqueas acetoclásticas *Methanosaeta*, que representa não mais do que 2,5% do total de microrganismos. Este núcleo de microrganismos não sofreu influência direta da comunidade de microrganismos presentes no esgoto bruto e demonstrou grande resiliência a variações das condições operacionais, como temperatura, sólidos voláteis (SV), e carga orgânica (COV).

Um núcleo de microrganismos muito similar foi identificado por Zhang et al. (2020) em um reator AnMBR tratando esgoto doméstico, com predomínio dos filos *Proteobacteria* ($75,53 \pm 0,46\%$), *Firmicutes* ($6,37 \pm 0,92\%$), e *Bacteroidetes* ($5,76 \pm 2,51\%$). Em nível de família, os microorganismos mais abundantes foram *Syntrophaceae* ($3,61 \pm 0,01\%$) e *Methanobacteriaceae* ($2,08 \pm 0,35\%$).

Em análise realizada por Cheng et al. (2019) com dados de 11 reatores AnMBR foram identificados 20 gêneros de microrganismos comuns na maioria dos reatores, que formam o núcleo da comunidade microbiana, representando entre 3,5% e 15,6% do total de microrganismos. Entre estes microrganismos 3 são arqueas metanogênicas (*Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanosaeta*), 3 são sintróficas (*Smithella*, *Syntrophorhabdus* e *Syntrophomonas*) e as demais são majoritariamente fermentativas pertencentes aos filos *Bacteroidetes*, *Firmicutes* e *Proteobacteria*. Destaca-se no estudo a correlação positiva entre os microrganismos metanogênicos

e sintróficos, indicando a importância das interações entre os microrganismos na garantia do funcionamento processo de digestão anaeróbia.

Resultados ligeiramente diferentes foram apresentados por Serna-García et al. (2020a) e por Zamorano-López et al. (2020) que avaliaram um processo de codigestão de alga e lodo primário, de modo que além de se perceber a presença de uma parcela do núcleo comum a reatores AnMBR tratando esgoto sanitário, se nota também a presença de organismos voltados para a digestão biomassa algácea.

Em estudos realizados por Serna-García et al. (2020a) em um processo de codigestão anaeróbia de biomassa algácea a lodo primário em condições termofílicas observou-se que a comunidade microbiana foi predominantemente composta por bactérias (98 a 99%) e arqueas (1 a 2%) em todo o período investigado. Os principais filos identificados no núcleo de microrganismos foram *Coprothermobacterota*, *Thermotogae*, *Hydrothermae*, e *Proteobacteria*, seguidos por *Firmicutes*, *Bacteroidetes*, *Actinobacteria* e *Synergistetes*. O principal filo referente ao domínio das arqueas foi *Euryarchaeota*, sendo o gênero *Methanosaeta* seu principal representante.

No trabalho realizado por Zamorano-López et al. (2020) não foram observadas mudanças significativas da estrutura da comunidade microbiana no processo de codigestão de lodo primário com dois gêneros distintos de microalgas (*Scenedesmus* e *Chlorella*), uma vez que 57% da diversidade de microrganismos foi compartilhada em todos os cenários testados. Este resultado indica o potencial para utilização da mesma biomassa anaeróbia para tratamento de ambas e dão suporte à estratégia apresentada de cultivo de microalgas em efluentes anaeróbios para sua posterior valorização energética através da codigestão anaeróbia.

Alguns trabalhos analisaram ainda a influência de condições operacionais como HRT e COV na comunidade microbiana. Hou, Griswold e Hu (2020) investigaram os efeitos do HRT sobre a comunidade de microrganismos em um reator AnMBR tratando esgoto sintético composto de acetato. Foi observado o aumento da afinidade específica da *Methanosaeta* com a diminuição do HRT, promovendo melhor qualidade do efluente tratado e maior produtividade de metano com a diminuição do HRT de 24h para 6h. A fração de *Methanosaeta* na biomassa passou de 33,67% para 61,08%, beneficiando-se da rápida biodegradabilidade do acetato utilizado como substrato e

favorecida pelo aumento da carga orgânica volumétrica em razão da diminuição do HRT.

Resultados similares foram obtidos por Serna-García et al. (2020a) que observou um aumento de 35% da biodegradabilidade ao triplicar a COV (de 0,17 para 0,5 gDQO/L-d).

Em estudo da comunidade de microrganismos responsáveis pela formação das camadas de depósitos sobre as membranas, Cheng et al. (2019) identificaram 12 gêneros de microrganismos frequentemente presentes em mais de 90% das amostras analisadas, sendo que todos eles fazem parte também do núcleo de microrganismos do licor misto. Foi identificado que a maioria dos microrganismos observados no biofilme seguem um modelo de associação neutra ("*neutral assembly model*") baseado na hipótese de que a formação do biofilme se dá de forma aleatória, sem influência de uma força seletora ou nicho. No entanto, dois gêneros (*Acinetobacter* e *Methanobacterium*) se desviaram deste modelo, indicando uma preferência destes microrganismos a se desenvolver associadas ao biofilme, fato que indica um papel de destaque destes microrganismos na formação da camada de depósito.

Estudos apresentados por Calderón et al. (2011) identificaram a predominância de bactérias do filo *Firmicutes* e da classe *Alphaproteobacteria* nas camadas de depósito das membranas avaliadas. Além disso, verificaram também que o processo de limpeza química não foi capaz de remover completamente os microrganismos da camada de depósito, de modo que os microrganismos remanescentes deram suporte ao recrescimento do biofilme, com características microbiológicas similares ao biofilme original, indicando a necessidade de estudos voltados para o controle da formação de depósitos através do direcionamento das ações aos microrganismos mais resistentes à limpeza química.

Resultados apresentados por (WU et al., 2017) apontam para uma maior abundância dos filios *Proteobacteria* e *Bacteroidetes* tanto nas amostras do licor misto, como nas amostras do biofilme formado nas membranas, sendo predominante a classe das *Beta-Proteobacteria*.

A partir dos trabalhos analisados neste estudo, verificou-se que as características do efluente tratado e das condições operacionais podem influenciar na composição microbiológica da camada de depósito das membranas, indicando a necessidade de

caracterização dos microrganismos envolvidos para melhor desenvolvimento de ações de controle da formação de depósitos voltadas para os microrganismos dominantes em cada caso avaliado.

5.5 DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA FUTURAS PESQUISAS

Os reatores AnMBR vêm sendo intensamente estudados nos últimos anos visando minimizar a formação de depósito e melhorar a performance do tratamento, no entanto a grande maioria dos estudos são em escala de laboratório e piloto, sendo necessário ainda estudos em maior escala, para confirmar a aplicabilidade da tecnologia em escala comercial e industrial.

Além disso, alguns pontos precisam ser mais bem estudados para permitir a aplicação comercial dos AnMBR:

- A recuperação do metano dissolvido no efluente de forma simples, barata e eficiente;
- Verificar a viabilidade dos sistemas de conversão do metano produzido em energia elétrica para estações de pequeno e médio porte;
- Encontrar as condições ideais para os processos de codigestão que permitam integrar a gestão dos diferentes substratos e melhorar a eficiência do tratamento e elevar a recuperação energética do sistema;
- Controle ativo da formação de depósitos através do controle de microrganismos que atuam na sua formação.

5.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELRASOUL, Amira; DOAN, Huu. Ultrasound for Membrane Fouling Control in Wastewater Treatment and Protein Purification Downstream Processing Applications. **Adv. Membr. Technol.** [S.l.]: IntechOpen, 2020. . Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.89524>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

ALMEIDA, R.N.A. **Desenvolvimento, validação e aplicação de método molecular baseado na análise do rRNA para a identificação das bactérias formadoras de biofilme metabolicamente ativas na superfície de membranas de osmose reversa.** 2009. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, 2009.

ASLAM, Alia; KHAN, Sher Jamal; SHAHZAD, Hafiz Muhammad Aamir. Anaerobic

membrane bioreactors (AnMBRs) for municipal wastewater treatment- potential benefits, constraints, and future perspectives: An updated review. **Science of the Total Environment**, v. 802, p. 149612, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149612>>. Acesso em: 2 set. 2021.

ASLAM, M. et al. Low energy single-staged anaerobic fluidized bed ceramic membrane bioreactor (AFCMBR) for wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 240, p. 33–41, 2017.

BATSTONE, D.J. et al. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. **Chemosphere**, v. 140, p. 2–11, 2015.

BERKESSA, Y.W. et al. Novel anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) design for wastewater treatment at long HRT and high solid concentration. **Bioresource Technology**, v. 250, p. 281–289, 2018.

CALDERÓN, K. et al. Analysis of microbial communities developed on the fouling layers of a membrane-coupled anaerobic bioreactor applied to wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4618–4627, 2011.

CARVALHO, D. O. S. **Caracterização do metagenoma e do resistoma microbiano de efluente hospitalar e de suas possíveis implicações na vigilância ambiental em saúde**. 2016. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Vigilância Sanitária, Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde da Fundação Oswaldo Cruz, 2016.

CASHMAN, Sarah et al. Energy and greenhouse gas life cycle assessment and cost analysis of aerobic and anaerobic membrane bioreactor systems: Influence of scale, population density, climate, and methane recovery. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 56–66, 1 abr. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852418300749?via%3Dihub>>. Acesso em: 16 ago. 2018.

CERÓN-VIVAS, A.; NOYOLA, A. Fouling membrane in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 2, p. 314–321, 2017.

CHARFI, Amine et al. Particle-sparged anaerobic membrane bioreactor with fluidized polyethylene terephthalate beads for domestic wastewater treatment: Modelling

approach and fouling control. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 263–269, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.093>>. Acesso em: 20 set. 2021.

CHEN, C. et al. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors. **Renewable Energy**, v. 98, p. 120–134, 2016.

CHEN, C.; GUO, W.; NGO, H.H.; LIU, Y.; et al. Evaluation of a sponge assisted-granular anaerobic membrane bioreactor (SG-AnMBR) for municipal wastewater treatment. **Renewable Energy**, v. 111, p. 620–627, 2017.

CHEN, C.; GUO, W.; NGO, H.H.; CHANG, S.W.; et al. Impact of reactor configurations on the performance of a granular anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 121, p. 131–138, 2017.

CHEN, Fu; BI, Xuejun; NG, How Yong. Effects of bio-carriers on membrane fouling mitigation in moving bed membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 499, p. 134–142, 1 fev. 2016.

CHEN, Rong et al. Energy recovery potential of thermophilic high-solids co-digestion of coffee processing wastewater and waste activated sludge by anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 274, p. 127–133, 1 fev. 2019.

_____. Methanogenic degradation of toilet-paper cellulose upon sewage treatment in an anaerobic membrane bioreactor at room temperature. **Bioresource Technology**, v. 228, p. 69–76, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.089>>. Acesso em: 22 jul. 2020.

CHENG, Hong et al. Identification and characterization of core sludge and biofilm microbiota in anaerobic membrane bioreactors. **Environment International**, v. 133, p. 105165, 1 dez. 2019.

CHENG, Hong; ZHOU, Jianqiang; HONG, Pei-Ying. Attached-growth configuration outperforms continuously stirred tank anaerobic membrane bioreactors in alleviating membrane biofouling. **Environmental Research**, v. 199, p. 111272, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111272>>. Acesso em: 2 set. 2021.

CHO, K. et al. Effects of changes in temperature on treatment performance and energy recovery at mainstream anaerobic ceramic membrane bioreactor for food waste

recycling wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 256, p. 137–144, 2018.

COOKNEY, J. et al. Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. **Journal of Membrane Science**, v. 502, p. 141–150, 15 mar. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2015.12.037>>. Acesso em: 7 out. 2021.

CRONE, B.C. et al. Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review. **Water Research**, v. 104, p. 520–531, 2016.

DAUD, M K et al. **Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: Effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment.** **Journal of Chemistry.** [S.l: s.n.]. Disponível em: <<https://doi.org/10.1155/2018/1596319>>. Acesso em: 6 out. 2021. , 2018

DERELI, R.K. et al. Implications of changes in solids retention time on long term evolution of sludge filterability in anaerobic membrane bioreactors treating high strength industrial wastewater. **Water Research**, v. 59, p. 11–22, 2014.

DING, A. et al. Impacts of applied voltage on microbial electrolysis cell-anaerobic membrane bioreactor (MEC-AnMBR) and its membrane fouling mitigation mechanism. **Chemical Engineering Journal**, v. 333, p. 630–635, 1 fev. 2018.

DOLEJS, P. et al. Effect of psychrophilic temperature shocks on a gas-lift anaerobic membrane bioreactor (GI-AnMBR) treating synthetic domestic wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 16, p. 108–114, 2017.

DONG, Q.; PARKER, W.; DAGNEW, M. Dynamic characterization of a FeCl₃-dosed anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating municipal wastewater. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 2017, n. 2, p. 481–491, 2018.

_____. Influence of SRT and HRT on Bioprocess Performance in Anaerobic Membrane Bioreactors Treating Municipal Wastewater. **Water Environment Research**, v. 88, n. 2, p. 158–167, 2016a.

_____. Long term performance of membranes in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 144, p. 249–256, 2016b.

DURÁN, F. et al. Understanding the performance of an AnMBR treating urban

wastewater and food waste via model simulation and characterization of the microbial population dynamics. **Process Biochemistry**, v. 67, p. 139–146, 2018.

EL KIK, Olga et al. Coupling anaerobic fluidized membrane bioreactors with microbial electrolysis cells towards improved wastewater reuse and energy recovery. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 2213–3437, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105974>>. Acesso em: 2 set. 2021.

FERRER, J. et al. Design methodology for submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBR): A case study. **Separation and Purification Technology**, v. 141, p. 378–386, 2015.

FOX, R.A.; STUCKEY, D.C. The effect of sparging rate on transmembrane pressure and critical flux in an AnMBR. **Journal of Environmental Management**, v. 151, p. 280–285, 2015.

GALIB, M.A. et al. Energy-positive food wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 477–485, 2016.

GAO, Da Wen D.W. et al. Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor: Differences in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension. **Journal of Membrane Science**, v. 364, n. 1–2, p. 331–338, 15 nov. 2010.

GARCIA, I. M. et al. Impact on reactor configuration on the performance of anaerobic MBRs: Treatment of settled sewage in temperate climates. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 4853–4860, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.008>>. Acesso em: 14 out. 2021.

GIMÉNEZ, J.B. et al. Anaerobic treatment of urban wastewater in membrane bioreactors: Evaluation of seasonal temperature variations. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 7, p. 1581–1588, 2014.

_____. Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8799–8806, 2011.

GIMÉNEZ, J.B. B. et al. Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation

of methane losses with the effluent. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 67–72, 1 ago. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412007626?via%3Dihub>>. Acesso em: 10 mar. 2020.

GIMÉNEZ, Juan B. et al. Use of rumen microorganisms to boost the anaerobic biodegradability of microalgae. **Algal Research**, v. 24, p. 309–316, 1 jun. 2017.

GONÇALVES, Ricardo Franci et al. Co-digestion of municipal wastewater and microalgae biomass in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Algal Research**, v. 52, p. 102117, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102117>>. Acesso em: 7 out. 2021.

GOUVEIA, J. et al. Long-term operation of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 185, p. 225–233, 2015.

GRESES, S. et al. Effect of long residence time and high temperature over anaerobic biodegradation of *Scenedesmus* microalgae grown in wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 425–434, 2018.

GRESES, Silvia et al. Microbial community characterization during anaerobic digestion of *Scenedesmus* spp. under mesophilic and thermophilic conditions. **Algal Research**, v. 27, p. 121–130, 1 nov. 2017.

GUO, Wenshan; NGO, Huu Hao; LI, Jianxin. A mini-review on membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 27–34, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.089>>. Acesso em: 4 out. 2021.

GUVEN, H. et al. Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 70, p. 145–168, 2019.

HAI, Faisal I.; YAMAMOTO, Kazuo; LEE, Chung-Hak. **Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2014.

HEIDRICH, E. S.; CURTIS, T. P.; DOLFING, J. Determination of the internal chemical energy of wastewater. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 2, p. 827–832, 2011.

HERRERA-ROBLEDO, M. et al. Biofouling in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal sewage. **Separation and Purification Technology**, v. 81, n. 1, p. 49–55, 2011.

HOU, Liyuan; GRISWOLD, Nicholas; HU, Zhiqiang. Impact of decreasing hydraulic retention times on the specific affinity of methanogens and their community structures in an anaerobic membrane bioreactor process treating low strength wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 739, 15 out. 2020.

HU, Yisong et al. Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1107–1118, 2018.

HUANG, Z.; ONG, S.L.; NG, H.Y. Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: Effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. **Water Research**, v. 45, n. 2, p. 705–713, 2011.

INABA, Tomohiro et al. Clarifying prokaryotic and eukaryotic biofilm microbiomes in anaerobic membrane bioreactor by non-destructive microscopy and high-throughput sequencing. **Chemosphere**, v. 254, p. 126810, 1 set. 2020.

JEONG, Y. et al. Comparison of filtration and treatment performance between polymeric and ceramic membranes in anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 199, p. 182–188, 2018.

JEONG, Y.; HERMANOWICZ, S.W.; PARK, C. Treatment of food waste recycling wastewater using anaerobic ceramic membrane bioreactor for biogas production in mainstream treatment process of domestic wastewater. **Water Research**, v. 123, p. 86–95, 2017.

JUDD, S. **The MBR book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 1. ed. London, UK: Elsevier, 2006.

KANNAN, A. D.; EVANS, P.; PARAMESWARAN, P. Long-term microbial community dynamics in a pilot-scale gas sparged anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater under seasonal variations. **Bioresource Technology**, v. 310, p. 123425, 1 abr. 2020.

KIM, Minseok et al. Use of polymeric scouring agent as fluidized media in anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment: System performance and

microbial community. **Journal of Membrane Science**, v. 606, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118121>>. Acesso em: 6 out. 2021.

KONG, Zhe et al. Large pilot-scale submerged anaerobic membrane bioreactor for the treatment of municipal wastewater and biogas production at 25°C. **Bioresource Technology**, v. 319, p. 124123, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124123>>. Acesso em: 2 set. 2021.

LAZAROVA, V.; CHOO, K.H.; CORNEL, P. **Water-energy interactions in water reuse**. London, UK: IWA Publishing, 2012.

LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T.A.G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1–2, p. 17–53, 2006.

LEE, Eui Jong et al. Characterizing flat sheet membrane resistance fraction of chemically enhanced backflush. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 61–67, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.136>>. Acesso em: 15 set. 2021.

LEE, Jiwoo; KWON, Daeun; KIM, Jeonghwan. Long-term performance evaluation of granular activated carbon fluidization and biogas sparging in anaerobic fluidized bed membrane bioreactor: membrane fouling and micropollutant removal. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 154, p. 425–432, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.08.024>>. Acesso em: 2 set. 2021.

LEI, Zhen et al. Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: A review of achievements, challenges, and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 267, p. 756–768, 2018.

LEI, Zhen; MA, Yu; et al. Biochar addition supports high digestion performance and low membrane fouling rate in an anaerobic membrane bioreactor under low temperatures. **Bioresource Technology**, v. 330, p. 124966, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124966>>. Acesso em: 2 set. 2021.

LEI, Zhen; ZHI, Li; et al. Characterization of microbial evolution in high-solids methanogenic co-digestion of canned coffee processing wastewater and waste activated sludge by an anaerobic membrane bioreactor. **Journal of Cleaner Production**, v. 232, p. 1442–1451, 20 set. 2019.

LEI, Zhen; WANG, Jun; et al. New insight into the membrane fouling of anaerobic

membrane bioreactors treating sewage: Physicochemical and biological characterization of cake and gel layers. **Journal of Membrane Science**, v. 632, p. 119383, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2021.119383>>. Acesso em: 2 set. 2021.

LEI, Zhen; YANG, Shuming; et al. Revisiting the effects of powdered activated carbon on membrane fouling mitigation in an anaerobic membrane bioreactor by evaluating long-term impacts on the surface layer. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115137>>. Acesso em: 4 out. 2021.

LI, Qian et al. Sulfate addition as an effective method to improve methane fermentation performance and propionate degradation in thermophilic anaerobic co-digestion of coffee grounds, milk and waste activated sludge with AnMBR. **Bioresource Technology**, v. 185, p. 308–315, 1 jun. 2015.

LI, Yemei et al. High solid mono-digestion and co-digestion performance of food waste and sewage sludge by a thermophilic anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 310, 1 ago. 2020.

LIAO, B.Q. et al. Treatment of kraft evaporator condensate using a thermophilic submerged anaerobic membrane bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 9, p. 2177–2183, 2010.

LIAO, B.Q.; KRAEMER, J.T.; BAGLEY, D.M. Anaerobic membrane bioreactors: Applications and research directions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 36, n. 6, p. 489–530, 2006.

LIN, H. et al. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. **Desalination**, v. 314, p. 169–188, 2013.

LIU, Ziwei et al. Distinction between polymeric and ceramic membrane in AnMBR treating municipal wastewater: In terms of irremovable fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 588, p. 117229, 15 out. 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738819313900>>. Acesso em: 29 jan. 2020.

LUCENA, R.M. **Identificação molecular da diversidade microbiana em reator UASB de estação de tratamento de esgoto**. 2008. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Genética, Universidade Federal do Pernambuco,

2008.

LUTZE, R.; ENGELHART, M. Comparison of CSTR and AnMBR for anaerobic digestion of WAS and lipid-rich flotation sludge from the dairy industry. **Water Resources and Industry**, v. 23, 1 jun. 2020.

MAAZ, M. et al. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations. **Bioresource Technology**, v. 283, p. 358–372, 2019.

MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock**. 14. ed. Porto Alegre: Artmed, 2016.

MARTIN, I. et al. Modelling the energy demands of aerobic and anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment. **Environmental Technology**, v. 32, n. 9, p. 921–932, 2011.

MARTINEZ-SOSA, David et al. Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 22, p. 10377–10385, 2011.

MEI, Xiaojie et al. A pilot-scale anaerobic membrane bioreactor under short hydraulic retention time for municipal wastewater treatment: performance and microbial community identification. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 8, n. 1, p. 58–67, 2018.

MOÑINO, P. et al. A new strategy to maximize organic matter valorization in municipalities: Combination of urban wastewater with kitchen food waste and its treatment with AnMBR technology. **Waste Management**, v. 62, p. 274–289, 2017.

MUSA, Mohammed Ali et al. Wastewater Treatment and Biogas Recovery Using Anaerobic Membrane Bioreactors (AnMBRs): Strategies and Achievements. **Energies**, v. 11, n. 7, p. 1675, 2018.

NI, Lingfeng et al. Fouling behavior and mechanism of hydrophilic modified membrane in anammox membrane bioreactor: Role of gel layer. **Journal of Membrane Science**, v. 620, p. 118988, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118988>>. Acesso em: 4 out. 2021.

PARK, Hee-Deung; CHANG, In-Soung; LEE, Kwang-Jin. **Princ. Membr. Bioreact. Wastewater Treat.** 1. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2015. Disponível em:

<<https://www.taylorfrancis.com/books/9781466590380>>.

PILEGGI, Vince; PARKER, Wayne J. AnMBR digestion of mixed WRRF sludges: Impact of digester loading and temperature. **Journal of Water Process Engineering**, v. 19, p. 74–80, 1 out. 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714417301599>>. Acesso em: 7 ago. 2018.

PLEVRI, A et al. Anaerobic MBR technology for treating municipal wastewater at ambient temperatures. **Chemosphere**, v. 275, p. 129961, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129961>>. Acesso em: 2 set. 2021.

PUYOL, D. et al. Resource Recovery from Wastewater by Biological Technologies: Opportunities, Challenges, and Prospects. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 2106, 2017.

QIAO, Wei et al. Thermophilic anaerobic digestion of coffee grounds with and without waste activated sludge as co-substrate using a submerged AnMBR: System amendments and membrane performance. **Bioresource Technology**, v. 150, p. 249–258, 2013.

RIBERA-PI, Judit et al. Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR) for the Treatment of Cheese Whey for the Potential Recovery of Water and Energy. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 5, p. 1821–1835, 1 maio 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12649-018-0482-8>>. Acesso em: 22 jul. 2020.

ROBLES, A.; RUANO, M.V.; et al. A review on anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) focused on modelling and control aspects. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 612–626, 2018.

ROBLES, A. et al. Factors that affect the permeability of commercial hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system. **Water Research**, v. 47, n. 3, p. 1277–1288, 2013a.

_____. Instrumentation, control, and automation for submerged anaerobic membrane bioreactors. **Environmental Technology**, v. 36, n. 14, p. 1795–1806, 2015.

_____. Maximizing resource recovery from urban wastewater through an innovative facility layout. **15th IWA World Congress on Anaerobic Digestion (AD15)**, 2017.

_____. Performance of industrial scale hollow-fibre membranes in a submerged

anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system at mesophilic and psychrophilic conditions. **Separation and Purification Technology**, v. 104, p. 290–296, 5 fev. 2013b. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586612006491>>. Acesso em: 24 jan. 2020.

ROBLES, A.; CAPSON-TOJO, G.; et al. Real-time optimization of the key filtration parameters in an AnMBR: Urban wastewater mono-digestion vs. co-digestion with domestic food waste. **Waste Management**, v. 80, p. 299–309, 2018.

RUIGÓMEZ, I. et al. Evaluation of a novel physical cleaning strategy based on HF membrane rotation during the backwashing/relaxation phases for anaerobic submerged MBR. **Journal of Membrane Science**, v. 526, p. 181–190, 2017.

SECO, A. et al. Resource recovery from sulphate-rich sewage through an innovative anaerobic-based water resource recovery facility (WRRF). **Water Science and Technology**, Mostra poucos resultados, e somente considerando todo o processo de tratamento (AnMBR+MPBR+AnMBR_AD), v. 78, n. 9, p. 1925–1936, 19 dez. 2018. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article-pdf/78/9/1925/513570/wst078091925.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2020.

SERNA-GARCÍA, R.; ZAMORANO-LÓPEZ, N.; et al. Co-digestion of harvested microalgae and primary sludge in a mesophilic anaerobic membrane bioreactor (AnMBR): methane potential and microbial diversity. **Bioresource Technology**, v. 298, p. 122521, 1 fev. 2020.

SERNA-GARCÍA, R.; BORRÁS, L.; et al. Insights into the biological process performance and microbial diversity during thermophilic microalgae co-digestion in an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). **Algal Research**, v. 50, p. 101981, set. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101981>>. Acesso em: 22 jul. 2020.

SETHUNGA, G. S.M.D.P. M D P et al. Wetting- and fouling-resistant hollow fiber membranes for dissolved methane recovery from anaerobic wastewater treatment effluents. **Journal of Membrane Science**, v. 617, p. 118621, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118621>>. Acesso em: 20 set. 2021.

SHIN, C.; BAE, J. Current status of the pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treatments of domestic wastewaters: A critical review. **Bioresource Technology**, v.

247, p. 1038–1046, 2018.

SHIN, Chungheon et al. Integrity of hollow-fiber membranes in a pilot-scale anaerobic fluidized membrane bioreactor (AFMBR) after two-years of operation. v. 162, p. 101–105, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2016.02.019>>. Acesso em: 6 out. 2021.

_____. Temperate climate energy-positive anaerobic secondary treatment of domestic wastewater at pilot-scale. **Water Research**, v. 204, p. 117598, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117598>>. Acesso em: 7 out. 2021.

SKOUTERIS, George et al. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 198–199, p. 138–148, 2012.

SMITH, A.L. et al. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 149–159, 2012.

SOHN, Weonjung et al. A review on membrane fouling control in anaerobic membrane bioreactors by adding performance enhancers. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, p. 2214–7144, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101867>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

SONG, X.; LUO, W.; MCDONALD, J.; et al. An anaerobic membrane bioreactor – membrane distillation hybrid system for energy recovery and water reuse: Removal performance of organic carbon, nutrients, and trace organic contaminants. **Science of The Total Environment**, v. 628–629, p. 358–365, 2018.

SONG, X.; LUO, W.; HAI, F.I.; et al. Resource recovery from wastewater by anaerobic membrane bioreactors: Opportunities and challenges. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 669–677, 2018.

STAZI, V.; TOMEI, M.C. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 78–91, 2018.

STAZI, Valentina; TOMEI, Maria Concetta. Dissolved methane in anaerobic effluents: A review on sustainable strategies for optimization of energy recovery or internal process reuse. **Journal of Cleaner Production**, v. 317, p. 128359, 2021. Disponível

em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128359>>. Acesso em: 7 out. 2021.

SUBTIL, Eduardo Lucas; HESPANHOL, Ivanildo; MIERZWA, José Carlos. Submerged Membrane Bioreactor (sMBR): a promising alternative to wastewater treatment for water reuse. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 3, p. 129–142, 20 dez. 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1980-993X2013000300011&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.

TAGHIPOUR, Nader et al. Optimized coupling of a submerged membrane electro-bioreactor with pre-anaerobic reactors containing anode electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 7, n. 3, p. 353–364, 1 set. 2017. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwrd/article-pdf/7/3/353/376174/jwrd0070353.pdf>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

VASSALLE, Lucas et al. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: Co-digestion for improving biogas production. **Bioresource Technology**, v. 300, 1 mar. 2020.

VILLARROEL, Rafael et al. Physical cleaning initiation controlled by transmembrane pressure set-point in a submerged membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 104, p. 55–63, 5 fev. 2013.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. 1. ed. London, UK: IWA Publishing, 2005.

WANDERA, S.M. et al. AnMBR as alternative to conventional CSTR to achieve efficient methane production from thermal hydrolyzed sludge at short HRTs. **Energy**, v. 159, p. 588–598, 2018.

WANG, Hanqing et al. Membrane fouling mitigation in different biofilm membrane bioreactors with pre-anoxic tanks for treating mariculture wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 724, p. 138311, 1 jul. 2020.

WANG, K.M.; CINGOLANI, D.; et al. Identification of gas sparging regimes for granular anaerobic membrane bioreactor to enable energy neutral municipal wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 555, p. 125–133, 2018.

WANG, K.M.; JEFFERSON, B.; et al. Sustaining membrane permeability during unsteady-state operation of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater

treatment following peak-flow. **Journal of Membrane Science**, v. 564, p. 289–297, 2018.

WU, Bing et al. Single-stage versus two-stage anaerobic fluidized bed bioreactors in treating municipal wastewater: Performance, foulant characteristics, and microbial community. **Chemosphere**, v. 171, p. 158–167, 1 mar. 2017.

YING, Xian-Bin et al. Fouling behaviors are different at various negative potentials in electrochemical anaerobic membrane bioreactors with conductive ceramic membranes. **Science of The Total Environment**, v. 761, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143199>>. Acesso em: 2 set. 2021.

YOON, Seong-Hoon. **Membrane Bioreactor Processes: Principles and Applications**. 1. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2016.

YU, Qilin; ZHANG, Yaobin. Fouling-resistant biofilter of an anaerobic electrochemical membrane reactor. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-019-12838-7>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

YU, Wenzheng; GRAHAM, Nigel; LIU, Ting. Effect of intermittent ultrasound on controlling membrane fouling with coagulation pre-treatment: Significance of the nature of adsorbed organic matter. **Journal of Membrane Science**, v. 535, p. 168–177, 1 ago. 2017.

ZAMORANO-LÓPEZ, N. et al. Influence of food waste addition over microbial communities in an Anaerobic Membrane Bioreactor plant treating urban wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 217, p. 788–796, 1 jul. 2018.

_____. Unveiling microbial structures during raw microalgae digestion and co-digestion with primary sludge to produce biogas using semi-continuous AnMBR systems. **Science of the Total Environment**, v. 699, p. 134365, 10 jan. 2020.

ZHANG, Kun et al. Genome-centered metagenomics analysis reveals the microbial interactions of a syntrophic consortium during methane generation in a decentralized wastewater treatment system. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 10, n. 1, 2020.

ZHANG, P. et al. Food-energy-water (FEW) nexus for urban sustainability: A comprehensive review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 142, p. 215–224, 2019.

ZHANG, Shuo et al. Understanding the mechanism of membrane fouling suppression in electro-anaerobic membrane bioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 418, p. 129384, 15 ago. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129384>>. Acesso em: 2 set. 2021.

6 ARTIGO 1 – ANÁLISE COMPARATIVA DO DESEMPENHO DE UM ANMBR E UM UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.

RESUMO

Reatores anaeróbios com membranas vêm sendo amplamente estudados como uma alternativa tecnológica a sistemas de tratamento convencionais, produzindo efluentes tratados de excelente qualidade. O presente trabalho apresenta uma análise comparativa entre um reator AnMBR e um reator UASB, ambos tratando esgoto doméstico e operando de forma simultânea e independente. O monitoramento do foi realizado entre abril de 2022 e abril de 2023. Os resultados obtidos apontam um melhor desempenho do reator AnMBR, apresentando eficiência muito superior na remoção de DQO (87,1% AnMBR vs 61,2% UASB), sólidos suspensos (95,3% AnMBR vs 67,4% UASB) e de E. Coli (10^6 AnMBR vs 10^0 UASB). O reator AnMBR demonstrou vantagem no tratamento do efluente sanitário ao proporcionar através das membranas uma barreira física eficaz para retenção da biomassa, de sólidos e de patógenos, permitindo o controle independente do TDH e da idade de lodo, o que tende a proporcionar maior estabilidade em diferentes condições operacionais.

Palavras-chave: AnMBR, UASB

6.1 INTRODUÇÃO

As estações de tratamento de esgoto compactas são uma opção interessante em diversas situações, especialmente quando há limitações de espaço, restrições orçamentárias ou necessidade de tratamento de esgoto em áreas de difícil acesso. Nesse sentido, desde a década de 1980 os reatores UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) vem sendo utilizados no Brasil como um processo de alta taxa, capaz de tratar altas cargas orgânicas em volumes relativamente pequenos (CAMPOS, 1999; GONÇALVES et al., 2020). No interior dos UASB ocorre uma separação natural de fases, à medida que os sólidos suspensos aglomerados em flocos criam uma camada de lodo adensado no fundo do reator. Este lodo floculento possui excelente sedimentabilidade, o que aumenta a concentração de biomassa ativa e permite que o processo funcione com elevadas idades de lodo (SABRY, 2008). O fluxo hidráulico ascendente através desta camada de lodo propicia uma mistura íntima do substrato carbonáceo com a biomassa, o que melhora a eficiência do processo de

digestão. A geração de biogás oferece a possibilidade de recuperação de energia e a consequente mitigação das emissões de CO₂ (AHMAD; SAID, 2023).

Em que pesem tais vantagens dos UASB, nas últimas duas décadas começaram a surgir primeiros processos AnMBR (reator biológico anaeróbio com membrana) como uma solução mais compacta para o tratamento de esgoto, com desenvolvimento e aplicação mais significativos a partir dos anos 2000 (ANJUM et al., 2021). A tecnologia AnMBR é uma combinação da digestão anaeróbia do esgoto com a sua filtração em membrana, o que retêm quase que a totalidade dos sólidos e dos microrganismos no volume reacional (LIAO; KRAEMER; BAGLEY, 2006). A introdução das membranas nos reatores anaeróbios trouxe vantagens significativas em termos de eficiência, qualidade do efluente e controle de sólidos em comparação com sistemas anaeróbios tradicionais.

Segundo LIU, Y. et al. (2013), os reatores AnMBR são capazes de produzir um efluente de alta qualidade, com baixas concentrações de sólidos suspensos e matéria orgânica, e não dependem do fenômeno natural de floculação para a retenção de biomassa. Por isso, oferecem maior flexibilidade operacional, são menos sensíveis às variações de carga e podem se adaptar melhor a mudanças nas características do efluente ao longo do tempo.

Porém, os AnMBRs geralmente envolvem custos de capital mais altos devido à necessidade de instalar e manter as membranas (RATTIER et al., 2022). Além disso, seu consumo de energia, devido ao borbulhamento de biogás sobre as membranas, é maior do que no UASB. Esta é uma medida de manutenção regular para o controle do *fouling* das membranas, que vêm a ser a parte mais sensível do processo (SOHN; GUO; NGO; DENG; CHENG; et al., 2021). Ressalte-se que as operações de limpeza fazem parte da rotina operacional de uma ETE com AnMBR, assim como a sua substituição ao final da vida útil. Isso adiciona complexidade e custos de operação ao sistema de tratamento, o que não existe nas ETEs com UASBs, desprovidas de componentes mecânicos e de membranas.

Por outro lado, em pequenas comunidades ou em áreas onde o tratamento é descentralizado, os UASBs podem ser mais adequados devido à sua simplicidade operacional e menor demanda de energia (MALAMIS et al., 2017). Se a regulamentação local permitir níveis um pouco mais elevados de sólidos suspensos e

matéria orgânica no efluente, os UASBs também podem ser suficientes para atender aos requisitos.

Poucos estudos realizaram a comparação direta entre reatores UASB e AnMBR tratando o mesmo efluente doméstico (RATTIER et al., 2022). Buscando fornecer subsídios à tomada de decisão quanto a um ou outro processo de tratamento na composição de uma ETE, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um reator AnMBR comparativamente ao de um UASB no tratamento de esgoto sanitário.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

6.2.1 Contextualização da pesquisa

Esta pesquisa foi desenvolvida no âmbito do projeto: “Produção de água de reúso a nível quaternário através da associação de processos biológicos com membrana (anaeróbio e fotobiorreator) com osmose reversa ou deionização capacitiva”, elaborado a partir da cooperação entre a ArcelorMittal Tubarão e a FAPES através do EDITAL FAPES/ARCELORMITTAL Nº 05/2018 – COOPERAÇÃO FAPES-ARCELORMITTAL. O projeto foi implantado no Parque Experimental da UFES na área da Estação de Tratamento de Esgoto de Araçás (ETE Araçás) da Companhia Espírito Santense de Saneamento - CESAN, localizada no bairro Jardim Guaranhuns, no Município de Vila Velha, Estado do Espírito Santo. A Figura 6.1 apresenta uma foto aérea da ETE Araçás e do Parque Experimental.

Figura 6.1 – Foto aérea da Estação de Tratamento de Esgoto de Araçás e do Parque Experimental



Fonte: Google Earth. Adaptado. Acesso em 03/09/2023.

A ETE Araçás é responsável pelo tratamento de 40% do esgoto sanitário gerado em Vila Velha, correspondente à contribuição de aproximadamente 280.800 mil habitantes. Dos 520 l/s de esgoto afluyente à ETE, cerca de 0,56 l/s é desviado por gravidade para o Parque Experimental, após tratamento preliminar (gradeamento e desarenação). O esgoto afluyente ao parque experimental é repartido entre os diversos experimentos em andamento por uma caixa divisora de vazão, que alimenta o reator UASB (Figura 6.2) e o reator AnMBR (Figura 6.3) alvos desta pesquisa.

Figura 6.2 – Reatores UASB localizados no Parque Experimental de Araçás.



Fonte: Autoria própria.

Figura 6.3 – Reator AnMBR (esquerda) e tanque de membranas do reator AnMBR (direita).



Fonte: Autoria própria.

6.2.2 Características dos reatores

Dois reatores independentes foram empregados no desenvolvimento do presente trabalho: um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e um reator anaeróbio com membranas (AnMBR.) Ambos os reatores são alimentados por esgoto doméstico após tratamento preliminar composto por peneira autolimpante com aberturas da malha de 2mm, sendo conduzido por gravidade até a entrada dos reatores.

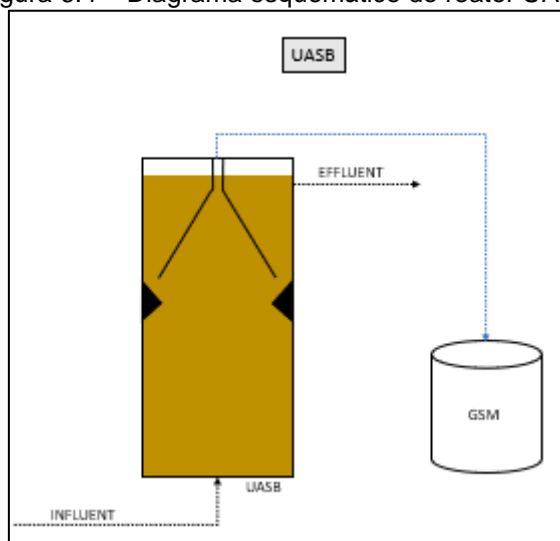
O reator UASB, em operação desde 2016, foi construído em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), possui altura útil de 4,8 m e diâmetro de 1,0 m, totalizando um volume útil de 3780 L. Dotado de separador trifásico, o efluente do UASB é conduzido por gravidade até a caixa de saída do reator. O Biogás produzido no UASB é canalizado até um gasômetro (GSM) em que é feita a armazenagem.

O reator AnMBR é constituído por quatro tanques, sendo um tanque de equalização (TEQ) em polipropileno com capacidade de 200L, um tanque de polipropileno com capacidade de 100L e volume útil de 40L, dotado de tampa com vedação que constitui o reator anaeróbio propriamente dito (TRA), um terceiro tanque de PRFV com volume de total de 98L em que foram instaladas as membranas de ultrafiltração (TMB) e um último tanque de polipropileno com capacidade de 200L para coleta do efluente tratado (TET). A recirculação do licor misto entre o TMB e o TRA é feita a partir de duas bombas magnéticas (BM1 e BM2). O efluente tratado é removido através das membranas a partir de uma bomba peristáltica (BP1). O biogás produzido no AnMBR é coletado a partir de uma saída de gás instalada na tampa do reator, conduzido para um lavador de gás (LG) para remoção de sulfetos e em seguida armazenado em um bag específico para biogás (BBG). A quantidade de biogás produzida foi monitorada através de um medidor do volume de gás produzido. Para melhor funcionamento das membranas, buscando-se reduzir a formação de depósitos, parte do biogás produzido foi recirculado utilizando-se um soprador (SBG) e borbilhado na base das membranas, de modo a produzir forças de cisalhamento entre as bolhas de ar e a superfície das membranas e de auxiliar na mistura do licor misto. Todo o

sistema de monitoramento e de acionamento e parada das bombas são controlados por um CLP.

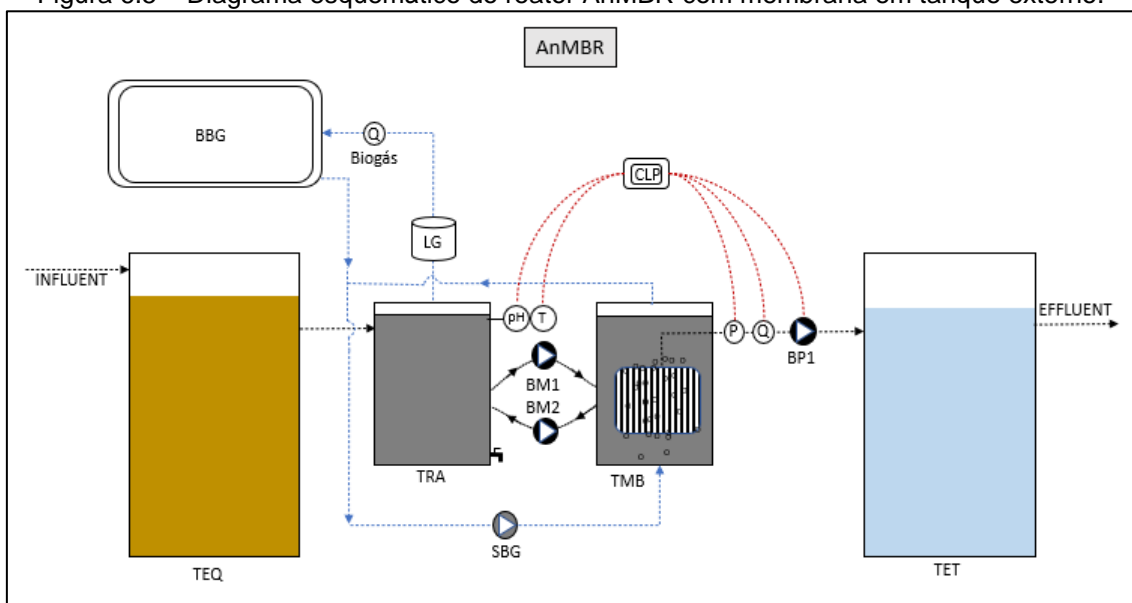
O TMB foi equipado com 1,645m² de membranas de fibra oca, fabricadas em PVDF, com poros de 0,03 a 0,04µm. A membranas foram distribuídas em 35 módulos montados manualmente com 34 fios de membrana de 20cm de comprimento livres para filtração (Figura 6.3). Todos os módulos foram instalados em um conjunto de conexões de PVC e conectadas com a bomba peristáltica BP1 através de mangueiras de 1/2". A Figura 6.4 e a Figura 6.5 apresentam a configuração dos tratamentos propostos.

Figura 6.4 – Diagrama esquemático do reator UASB.



Fonte: Autoria própria.

Figura 6.5 – Diagrama esquemático do reator AnMBR com membrana em tanque externo.



Fonte: Autoria própria.

A Tabela 6.1 apresenta os principais parâmetros operacionais dos reatores UASB e AnMBR.

Tabela 6.1 – Condições operacionais dos reatores UASB e AnMBR.

Parâmetro Operacional	UASB	AnMBR
Vazão	432,0 ± 36,0 L/h	1,95 ± 0,82 L/h
TDH	8,6 ± 0,7 h	23,4 ± 7,7 h
Velocidade ascensional	0,56 ± 0,05 m/h	-
Fluxo Transmembrana	-	1,18 ± 0,50 L/m ² .h
COV	1,42 ± 0,43 kgDQO/m ³ .d	0,55 ± 0,26 kgDQO/m ³ .d
CHV	0,12 ± 0,01 m ³ /m ³ .h	0,05 ± 0,02 m ³ /m ³ .h

Durante o período avaliado, as únicas parcelas do licor misto retiradas do reator AnMBR foram os volumes de amostra necessários para a realização das análises (aproximadamente 300mL), não tendo sido realizado nenhum descarte adicional de lodo com intuito de manter a idade de lodo elevada. Dessa forma obteve-se uma idade de lodo teórica média (SRT) de 1179 ± 749 dias.

Para controle do *fouling* nas membranas do reator AnMBR, este foi operado em ciclos de filtração (6min) e relaxamento (2min), sendo que a cada 5 ciclos (total de 40min) foi realizada uma retrolavagem (1min). O tempo de duração de cada etapa foi definido a partir de valores médios encontrados na literatura (Tabela 5.3). Além disso, foi mantido de forma constante o borbulhamento de parte do biogás produzido no AnMBR sob a base das membranas com fluxo específico de 0,12 m³/m².h através de um soprador.

6.2.3 Estudo do desempenho dos processos de tratamento

O desempenho dos reatores UASB e AnMBR no tratamento do efluente sanitário foi monitorado continuamente durante o período de aproximadamente 3 e 12 meses, respectivamente. Foram coletadas amostras simples nos pontos de entrada (efluente bruto) e saída dos reatores UASB e AnMBR (efluente tratado). A partir destas amostras, foram realizadas as análises laboratoriais para os parâmetros descritos na Tabela 6.2.

Tabela 6.2 – Parâmetros analisados para monitoramento do sistema.

Parâmetro	Método/ Referência
Alcalinidade Total	Standard Methods 2320 B
DQO	Standard Methods 5220 D
Sólidos Totais, Suspensos e Voláteis	Standard Methods 2540
Sulfato	Standard Methods 4500-SO ₄ ⁻² E
Sulfeto	Standard Methods 4500-S ⁻² F
Cor real	Standard Methods 2120 C
pH	Standard Methods 4500-H*B
Turbidez	Standard Methods 2130 B
Temperatura	Standard Methods 2550 B
Fósforo Total	Standard Methods 4500-P
Nitrogênio NTK e N-NH ₄	Standard Methods 4500-N C
<i>Escherichia coli</i>	Standard Methods 9223 B

Todas as análises foram realizadas em duplicata. A metodologia para a caracterização da fase líquida em relação às variáveis descritas foi realizada de acordo protocolo descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 21ª Edição (APHA, 2005). Os procedimentos laboratoriais foram desenvolvidos nas dependências do laboratório instalado no parque experimental da ETE Nexus, ou, quando necessário, no laboratório da CESAN na ETE Araçás.

A eficiência de remoção (Er) de cada parâmetro será calculada a partir da Equação 6.1.

$$Er (\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad \text{Equação 6.1}$$

Onde Er é a eficiência de remoção (%), C_i é a concentração inicial (mg/l) e C_f é a concentração final (mg/l).

Devido a elevada ordem de grandeza dos resultados de *E. Coli*, para uma melhor visualização dos resultados de eficiência de remoção de *E. Coli*, optou-se por utilizar o fator de remoção calculado pela Equação 6.2, onde N_i é a quantidade inicial de microrganismos (NMP) e N_f a quantidade final de microrganismos (NMP).

$$Fr = \frac{N_i}{N_f} \quad \text{Equação 6.2}$$

6.2.4 Produção de biogás

A produção de biogás no reator AnMBR foi determinada através do medidor de gás volumétrico instalado na mangueira de conexão entre o reator AnMBR e o bag de armazenamento de biogás. A vazão de biogás foi obtida pela Equação 6.3.

$$Q_b = \frac{V_f - V_i}{t} \quad \text{Equação 6.3}$$

Onde Q_b é a vazão de biogás (L/h), V_f é o volume final observado no medidor, V_i é o volume inicial observado no medidor e t é o tempo decorrido entre as duas medições.

O percentual de metano no biogás foi estimado a partir de dados de outros estudos com reatores AnMBR, tratando esgoto sanitário real, em condições semelhantes de operação, conforme apresentado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

Tabela 6.3 – Percentual de metano no biogás.

Referência	TDH	Temperatura	% Metano
(MEI et al., 2018)	6-24h	35°C	50 a 70%
(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2011)	6-21h	33°C	60%
(GIMÉNEZ, J.B. B. et al., 2012)	-	33°C	69,6
	-	21°C	45,7%
(KONG; LI; et al., 2021)	6-24h	23,7 a 26,6°C	77%
(GIMÉNEZ, J.B. et al., 2014)	28,4h	29,2°C	71,0%
	14,0h	24,2°C	62,5%
(GOUVEIA et al., 2015)	7-17h	35°C	80-86%

Nota-se composições variadas no biogás produzido, sendo apresentados teores de metano de 45,7% a 86%, variando conforme condições operacionais e características do afluente tratado. Em face a esses dados, para o cálculo da produtividade de metano, foi admitido um percentual de 60% de metano no biogás. A produtividade de metano em termos de remoção da carga orgânica foi estimada a partir dos dados das análises de DQO realizadas ao longo do monitoramento e da estimativa do teor de metano no biogás, sendo obtida através da Equação 6.4.

$$P_{CH_4} = \frac{Q_b \cdot 0,60}{DQO_{Rem} \cdot Q_{Afl}} \cdot 1000 \quad \text{Equação 6.4}$$

Onde, P_{CH_4} é a produtividade de metano ($LCH_4/gDQO_{rem}$), Q_b é a vazão de biogás (L/h), DQO_{Rem} é a DQO removida pelo tratamento (mg/L) e Q_{Afl} é a vazão de esgoto afluyente (L/h).

6.2.5 Análise estatística dos dados

Todas as análises foram realizadas em duplicatas, e os resultados apresentados em termos de médias com desvio padrão. Os dados foram avaliados através da análise de variância (ANOVA) para determinar diferenças significativas entre as médias, considerando os diferentes tratamentos avaliados (UASB e AnMBR). O nível de significância empregado foi de 95%. As análises foram desenvolvidas com software Origin.

6.2.6 Análise da comunidade microbiana

Para a análise da comunidade microbiana foram avaliados quatro pontos de coleta de amostra distintos com objetivo de avaliar os microrganismos responsáveis pelo tratamento no reator AnMBR e no reator UASB. Para avaliação do reator AnMBR foi obtida uma amostra do licor misto (AnMBR) após a abertura do reator e mistura manual do licor. Para o reator UASB foram avaliadas três amostras, em distintas alturas do reator determinadas pelas torneiras de amostragem, sendo UASB_T1 situada 16cm acima do fundo do reator, a UASB_T2 situada 1,29m acima do fundo do reator e a UASB_T3 localizada 2,29m acima do fundo do reator.

Todas as amostras coletadas foram armazenadas em caixa térmica com gelo e imediatamente transportadas para o laboratório para realização da extração do DNA utilizando-se o kit DNeasy Powersoil Pro (QIAGEN, EUA), tendo sido seguido o procedimento indicado pelo fabricante. Após o processo de extração, as amostras de DNA foram congeladas a $-20^{\circ}C$ e armazenadas para o sequenciamento, conforme indicado a seguir.

6.2.6.1 Sequenciamento genético

O gene 16SrRNA foi amplificado na região variável V3-V4 utilizando os primers universais 341F 5' -CCTACGGGRSGCAGCAG-3' (WANG, Yong; QIAN, 2009) e 806R 5' -GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3' (CAPORASO et al.,

2010). Os produtos de PCR foram sequenciados com o Kit de Sequenciamento 2x300 em um Illumina MiSeq.

Os arquivos Fastq foram desmultiplexados com o software MiSeq de acordo com seu índice e analisados usando QIIME 2, versão 2 (2019.10) (BOLYEN et al., 2019), no VirtualBox (versão 6.1.10). As leituras de sequenciamento foram filtradas, ruídos de fundo retirados, mescladas e as quimeras foram removidas usando DADA2 (CALLAHAN et al., 2016) para controle de qualidade.

Posteriormente, as leituras foram classificadas taxonomicamente usando o banco de dados Greengenes 13_8 (DESANTIS et al., 2006) e as características relacionadas a mitocôndrias ou cloroplastos foram removidas. Para análises filogenéticas foi utilizado a ferramenta “*align-to-tree-mafft-fast*” do plugin “Q2-*phylogeny*”.

As análises de diversidade alfa (α) foram realizadas para avaliar a complexidade da diversidade microbiana para cada amostra, incluindo Unidade Taxonômicas Operacionais (OTU) observadas para medir a riqueza de espécies observada e índice de Shannon para identificar a diversidade da comunidade.

Embora este trabalho não contenha réplicas, uma análise de diversidade beta (β) também foi conduzida, através de uma Análise de Componentes Principais (PCoA) usando a abundância de gêneros, com matrizes de diversidade beta Bray-Curtis para avaliar as diferenças na composição microbiana entre as diferentes amostras avaliadas. Todos os índices de diversidade alfa e a análise de diversidade beta foram realizados usando o software QIIME 2 (2019.10).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados os resultados das análises realizadas com o esgoto bruto afluente ao parque experimental e com o efluente tratado do reator AnMBR e do reator UASB. O monitoramento do reator AnMBR foi realizado durante aproximadamente 12 meses, no período entre 29 de abril de 2022 e 24 de abril de 2023. O monitoramento do reator UASB, por sua vez, foi realizado durante o período entre 31 de outubro de 2022 e 24 de abril de 2023, correspondendo aos últimos 6 meses do período de monitoramento do AnMBR.

6.3.1 Eficiência do tratamento

A Tabela 6.4 apresenta a estatística descritiva dos resultados das análises de qualidade do esgoto bruto e do efluente tratado dos reatores AnMBR e UASB, bem como da eficiência de remoção para cada tratamento.

Tabela 6.4 – Estatística descritiva dos parâmetros de eficiência do tratamento.

Parâmetro	Etapa	n	Unid.	Média	DP	CV	Mín.	Mediana	Máx.
DQO	Bruto	38	mg/L	503	141	28,1%	130	497	817
	AnMBR	33	mg/L	56	16	29,3%	16	59	81
	Ef. AnMBR	33	%	87,1	8,1	9,3	50,0	88,0	97,0
	UASB	17	mg/L	163	46	28,2	100	152	259
	Ef. UASB	17	%	61,2	12,9	21,1	33,0	64,0	79,0
ST	Bruto	18	mg/L	1275	1222	95,9	434	805	5328
	AnMBR	14	mg/L	662	194	29,3	370	631	953
	Ef. AnMBR	14	%	37,4	23,7	63,4	10,0	31,0	82,0
	UASB	10	mg/L	501	83	16,6	360	486	654
	Ef. UASB	10	%	23,5	7,7	32,8	15,0	21,5	38,0
STF	Bruto	18	mg/L	929	1046	112,6	309	470	4370
	AnMBR	14	mg/L	560	173	30,9	303	544	846
	Ef. AnMBR	14	%	19,7	35,2	178,7	-25,0	13,0	81,0
	UASB	10	mg/L	391	77	19,6	260	396	551
	Ef. UASB	10	%	4,0	17,8	446,0	-31,0	6,5	29,0
STV	Bruto	18	mg/L	346	189	54,5	125	304	958
	AnMBR	14	mg/L	102	52	50,6	44	93	204
	Ef. AnMBR	14	%	69,9	14,0	20,0	42,0	71,0	90,0
	UASB	10	mg/L	111	43	38,5	50	102	208
	Ef. UASB	10	%	53,0	19,6	37,0	20,0	61,0	73,0
SV/ST	STV/ST_B	18	%	32,9	9,9	30,2	17,0	31,0	53,0
	STV/ST_A	14	%	15,3	6,4	41,6	6,0	13,5	27,0
	STV/ST_U	10	%	22,2	7,4	33,4	11,0	21,0	34,0
SST	Bruto	27	mg/L	216	72	33,1	77	201	360
	AnMBR	24	mg/L	9	9	95,0	1	6	35
	Ef. AnMBR	24	%	95,3	4,5	4,7	82,0	96,5	100,0
	UASB	12	mg/L	53	31	58,7	21	39	113
	Ef. UASB	12	%	67,4	24,0	35,6	11,0	76,0	94,0
SSF	Bruto	27	mg/L	34	20	57,9	6	32	100
	AnMBR	20	mg/L	2	5	183,0	0	1	21
	Ef. AnMBR	20	%	78,3	77,4	98,8	-250,0	97,0	99,0
	UASB	12	mg/L	13	9	65,6	2	11	31
	Ef. UASB	12	%	40,3	62,8	156,1	-117,0	59,0	96,0
SSV	Bruto	27	mg/L	183	63	34,6	68	184	330
	AnMBR	20	mg/L	8	6	81,2	1	6	27
	Ef. AnMBR	20	%	95,3	3,9	4,1	83,0	96,0	100,0
	UASB	12	mg/L	40	24	60,6	19	30	91
	Ef. UASB	12	%	71,5	19,6	27,4	28,0	76,5	94,0
SSV/SST	Bruto	27	%	84,3	6,8	8,0	69,0	84,0	97,0
	AnMBR	20	%	78,1	16,4	20,9	40,0	83,0	96,0
	UASB	12	%	75,4	9,0	12,0	60,0	73,5	90,0
Sulfeto	Bruto	11	mg/L	5,5	2,9	0,5	2,6	5,0	13,4
	AnMBR	11	mg/L	1,9	1,1	0,6	0,6	1,6	4,6
	Ef. AnMBR	11	%	62,7	22,4	35,8	8,0	67,0	89,0
	UASB	11	mg/L	9,9	4,0	0,4	3,2	9,2	19,0
	Ef. UASB	11	%	-101,4	75,1	-74,1	-192,0	-120,0	54,0

Tabela 6.4 – Estatística descritiva dos parâmetros de eficiência do tratamento.

Parâmetro	Etapa	n	Unid.	Média	DP	CV	Mín.	Mediana	Máx.
Sulfato	Bruto	12	mg/L	65,5	22,9	0,4	37,5	64,6	98,9
	AnMBR	12	mg/L	78,2	19,0	0,2	40,3	85,5	99,3
	Ef. AnMBR	12	%	-38,1	69,6	-182,9	-160,0	-18,0	39,0
	UASB	12	mg/L	27,7	4,5	0,2	22,8	26,4	34,4
	Ef. UASB	12	%	50,3	25,1	49,9	10,0	64,0	76,0
E. Coli	Bruto	8	NMP	1,5E+07	5,2E+06	34,8%	6,4E+06	1,6E+07	2,0E+07
	AnMBR	7	NMP	4,2E+02	9,0E+02	215,9%	1,0E+00	2,5E+01	2,4E+03
	Ef. AnMBR	7	-	3,3E+06	4E+06	112,2%	6E+03	7E+05	8E+06
	UASB	6	NMP	3,9E+06	2,5E+06	64,3%	2,0E+05	3,9E+06	6,9E+06
	Ef. UASB	6	-	8,3E+00	1E+01	140,4%	3E+00	3E+00	3E+01
NTK	Bruto	16	mg/L	58,9	7,9	0,1	40,6	58,8	70,7
	AnMBR	12	mg/L	51,1	6,6	0,1	43,4	50,4	64,4
	Ef. AnMBR	12	%	8,6	11,8	137,3	-14,0	12,5	23,0
	UASB	15	mg/L	53,3	10,7	0,2	40,6	49,8	82,9
	Ef. UASB	15	%	8,7	11,7	133,9	-17,0	9,0	23,0
N-NH ₄ ⁺	Bruto	16	mg/L	52,5	10,5	0,2	30,1	54,5	71,1
	AnMBR	11	mg/L	49,1	7,8	0,2	35,7	51,1	58,8
	Ef. AnMBR	11	%	3,7	11,6	311,1	-13,0	4,0	24,0
	UASB	15	mg/L	51,4	14,8	0,3	30,1	46,9	85,7
	Ef. UASB	15	%	1,0	17,4	1736,6	-25,0	0,0	33,0
P_Total	Bruto	13	mg/L	7,3	1,6	0,2	4,3	7,8	9,3
	AnMBR	12	mg/L	6,3	1,5	0,2	4,0	6,7	8,3
	Ef. AnMBR	12	%	12,0	10,8	90,2	2,0	7,0	34,0
	UASB	12	mg/L	6,5	1,4	0,2	3,8	6,6	8,7
	Ef. UASB	12	%	12,3	8,2	66,5	2,0	11,5	26,0
Orto-P	Bruto	12	mg/L	4,5	0,7	0,2	2,6	4,6	5,3
	AnMBR	11	mg/L	4,6	0,8	0,2	2,7	4,9	5,3
	Ef. AnMBR	11	%	0,6	8,7	1368,6	-8,0	-2,0	23,0
	UASB	12	mg/L	4,4	0,8	0,2	2,5	4,6	5,4
	Ef. UASB	12	%	2,0	5,7	286,8	-6,0	1,0	15,0
Turbidez	Bruto	10	NTU	157	64	40,6	99	142	311
	AnMBR	9	NTU	8	3	43,5	1	8	12
	Ef. AnMBR	9	%	94,4	2,7	2,9	89,0	94,0	99,0
	UASB	10	NTU	72	22	30,5	45	76	108
	Ef. UASB	10	%	48,5	25,2	51,9	1,0	48,0	77,0
Cor Real	Bruto	15	uH	74,0	39,7	0,5	20,0	63,0	156,0
	AnMBR	15	uH	36,9	17,8	0,5	7,0	33,0	74,0
	Ef. AnMBR	15	%	40	35	88	-25	60	82
	UASB	14	uH	54,7	30,6	0,6	20,0	52,0	125,0
	Ef. UASB	15	%	22	50	228	-108	32	100
Alcalinidade	Bruto	14	mg/L	304,9	40,8	0,1	245,0	297,5	407,0
	AnMBR	14	mg/L	336,8	38,6	0,1	275,0	330,0	395,0
	Ef. AnMBR	14	%	-12	13	-111	-25	-13	24
	UASB	14	mg/L	317,3	41,1	0,1	225,0	315,5	370,0
	Ef. UASB	14	%	-5	14	-287	-28	-8	29
pH	Bruto	15	-	7,4	0,2	0,0	7,1	7,4	7,7
	AnMBR	14	-	7,7	0,3	0,0	7,3	7,6	8,5
	UASB	15	-	7,2	0,1	0,0	7,0	7,3	7,5
T	Bruto	13	°C	27	2	0	25	27	30
	AnMBR	12	°C	26	2	0	24	26	29
	UASB	13	°C	27	2	0	25	26	30

6.3.1.1 Remoção de SST no UASB e no AnMBR

Os resultados da análise de variância para os sólidos suspensos totais do efluente de ambos os reatores apontou diferenças estatisticamente significativas entre as médias e as variâncias de cada reator. De fato, a diferença de desempenho na remoção de SST entre os dois processos é notável (Figura 6.6 e Figura 6.7). Enquanto a concentração média de SST no efluente do reator UASB é de 53 ± 31 mg/l, no efluente do AnMBR este valor é de 9 ± 9 mg/l. As eficiências médias de cada processo na remoção de SST foram $67 \pm 24\%$ (UASB) e $95 \pm 5\%$ (AnMBR).

Figura 6.6 – Série histórica das concentrações de SST no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR

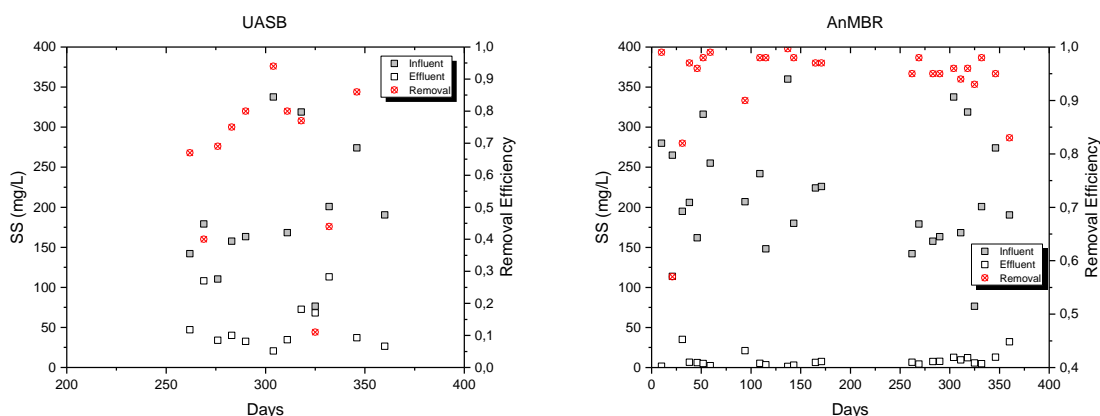
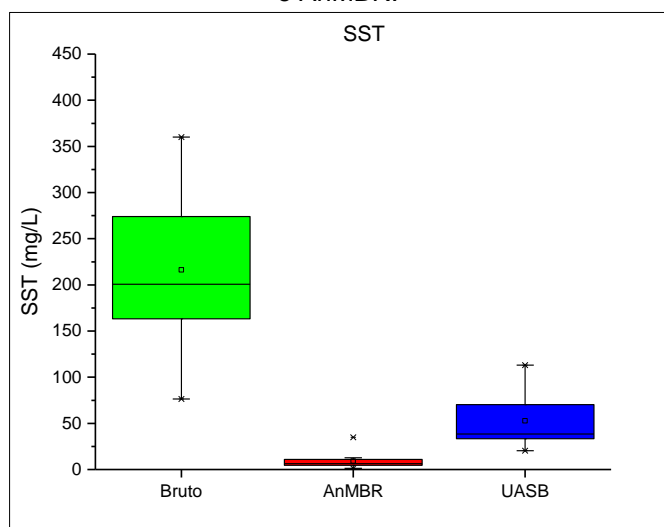


Figura 6.7 – Boxplot das concentrações de SST no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.



A capacidade de um reator anaeróbio em remover SST depende de vários fatores, tais como as características do esgoto sanitário, a temperatura e o tempo de detenção hidráulica. Os sólidos suspensos são removidos através de sedimentação e por adsorção nos flocos biológicos, onde ocorre a digestão anaeróbia da sua fração orgânica. A eficiência de remoção de SST nos UASB comumente varia de 65% a 80%, dependendo das condições operacionais, da carga de poluentes, da carga hidráulica e da qualidade do lodo no reator e em outros fatores (VON SPERLING, 2005). As condições operacionais desempenham um papel crucial na eficiência de um reator UASB, mesmo quando o controle da formação de lodo é bem realizado. Cargas orgânicas volumétricas (COV) muito altas, por exemplo, afetam a eficiência da digestão anaeróbia e a sedimentação dos sólidos. Isso pode resultar em menor remoção

de SST e outras questões de desempenho. Por outro lado, tempos de detenção hidráulica (TDH) muito curtos resultam em velocidades ascensionais elevadas, que provocam o arraste de sólidos do interior do UASB. Em contrapartida, TDHs muito longos podem levar a uma sedimentação excessiva do lodo, causando a perda de microrganismos ativos e, novamente, afetando a eficiência do reator (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014). Outro fator importante neste sentido é a temperatura no interior do UASB, que, se inferiores a 20 °C, reduzem a eficiência da digestão anaeróbica e, conseqüentemente, afetam a remoção de SST (CECCONET; CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2022).

Em comparação aos UASB, os AnMBR são sistemas avançados de tratamento, porque combinam a tecnologia de reatores anaeróbicos com a membrana de ultrafiltração. Essa combinação permite uma maior eficiência na remoção de poluentes, incluindo sólidos suspensos totais (SST) e matéria orgânica, entre outros. A capacidade do AnMBR na remoção de SST foi bastante significativa, devido à combinação da atividade biológica anaeróbia com a filtração por membranas. A membrana de ultrafiltração usada no processo reteve efetivamente partículas sólidas e microrganismos, permitindo a saída de um efluente com concentrações de SST muito baixas. Os resultados desta pesquisa são compatíveis com outros trabalhos de pesquisa implementados em condições operacionais semelhantes (RATTIER et al., 2022; WANG, K M et al., 2019). A literatura especializada relata elevada eficiência de remoção de SST em AnMBRs, atingindo até 99% de remoção, dependendo das condições operacionais e do projeto do sistema (SKOUTERIS et al., 2012).

6.3.1.2 Remoção de DQO no UASB e no AnMBR

Da mesma forma que no tocante à remoção de SST, observou-se uma diferença de desempenho muito grande entre os dois processos na remoção de DQO (Figura 6.8 e Figura 6.9), com os resultados da análise de variância (ANOVA) indicando diferença estatisticamente significativa quanto as médias de DQO do reator UASB e do reator AnMBR e quanto a variância da DQO em ambos os reatores.

As concentrações de DQO no efluente tratado do UASB variaram entre 100 e 259 mg/L e no efluente tratado do AnMBR entre 16 e 81 mg/L. As eficiências médias de cada processo na remoção de DQO foram $61,2 \pm 12,9\%$ (UASB) e $87,1 \pm 8,1\%$ (AnMBR).

Figura 6.8 – Série histórica das concentrações de DQO no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.

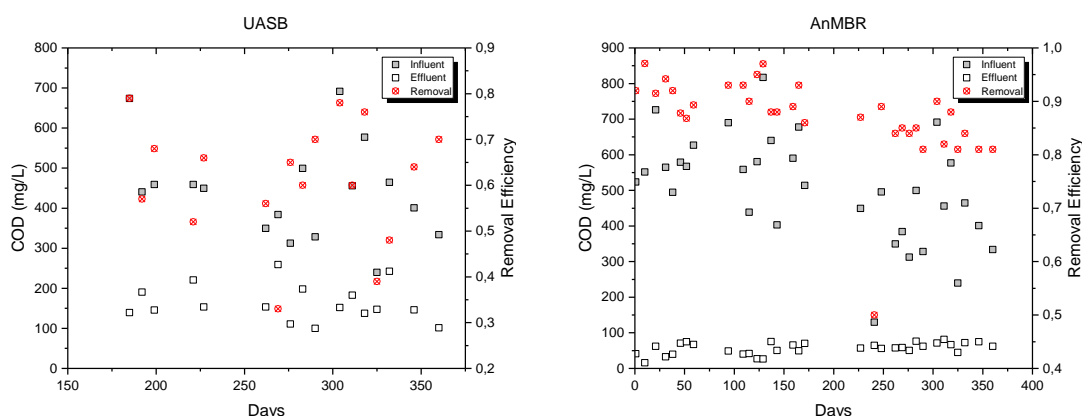
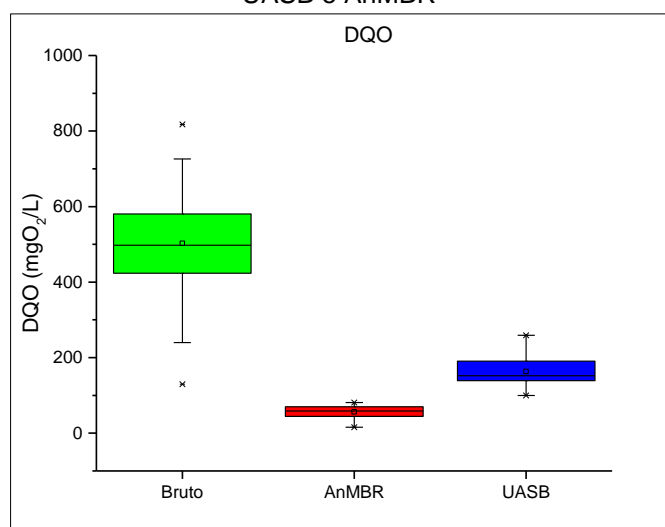


Figura 6.9 – Boxplot das concentrações de DQO no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR



A diferença de desempenho dos dois reatores quanto a remoção de DQO era esperada. A capacidade de reatores UASB em remover DQO depende de diversos fatores, incluindo a composição do esgoto sanitário, as condições operacionais e a configuração do reator (BRITO et al., 2020). Em geral, os reatores UASB podem remover significativas quantidades de DQO do esgoto sanitário, algumas vezes alcançando eficiências de remoção da ordem de 70%

(VON SPERLING, 2005). As condições operacionais, incluindo a carga orgânica, o tempo de detenção hidráulica, a temperatura e o monitoramento regular desempenham um papel fundamental no desempenho dos UASBs na remoção de DQO. Dentre estes fatores, as condições hidráulicas de funcionamento do processo desempenham um papel fundamental, por afetarem diretamente a distribuição, o contato e as reações entre os microrganismos e a matéria orgânica no seu volume reacional (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014). Um TDH adequado permite que os microrganismos presentes no lodo realizem processos bioquímicos eficientes de degradação da matéria orgânica. Se a sedimentação for prejudicada devido a condições hidráulicas inadequadas, pode ocorrer arraste de partículas e, conseqüentemente, uma menor remoção de DQO (CECCONET; CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2022).

Já nos AnMBR, a eficiência na remoção de DQO normalmente está na faixa de 80% a 97% (LEI et al., 2018; MAAZ et al., 2019; MUSA et al., 2018). A remoção de DQO neste processo decorre da digestão anaeróbica realizada por uma população elevada de microrganismos no volume reacional.

6.3.1.3 Remoção de compostos de enxofre no UASB e no AnMBR

O AnMBR apresentou um desempenho oposto ao UASB na remoção dos compostos de enxofre do esgoto sanitário, conforme observado na Figura 6.10 e na Figura 6.11. Enquanto as concentrações de sulfeto reduziram no reator AnMBR (0,6 a 4,6 mg/l) em relação ao esgoto bruto (2,6 a 13,4mg/L), no reator UASB houve um aumento das concentrações de S^{-2} (3,2 a 19,0 mg/L). A eficiência média de remoção de sulfeto no reator AnMBR foi em média $62,7\% \pm 22,4\%$, enquanto no reator UASB foi observado um aumento na concentração média de sulfeto da ordem de $101\% \pm 75,1\%$ com relação ao esgoto bruto.

Em contrapartida, quando analisadas as concentrações de sulfato nos efluentes pode-se observar um aumento médio nas concentrações no efluente do reator AnMBR de $38,1\% \pm 69,6\%$ enquanto no reator UASB observou-se uma redução da concentração média em $50,3\% \pm 25,1\%$.

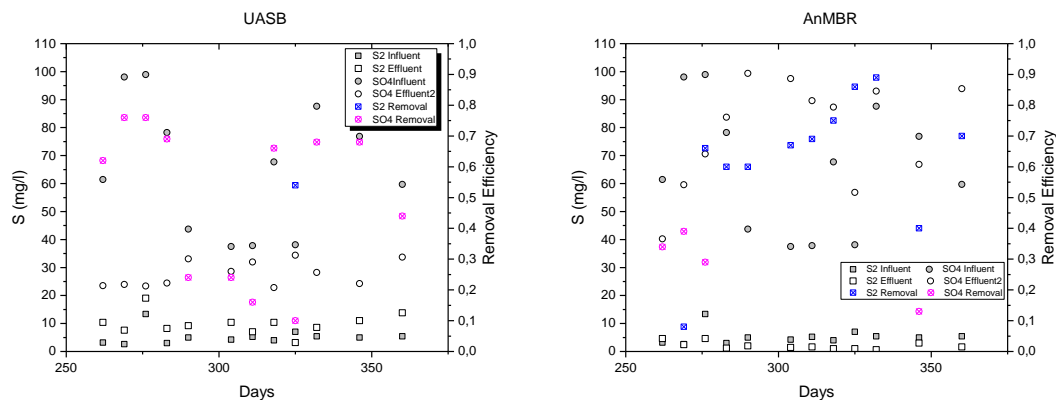


Figura 6.10 – Eficiência de remoção de sulfeto e sulfato nos dois processos (UASB e AnMBR)

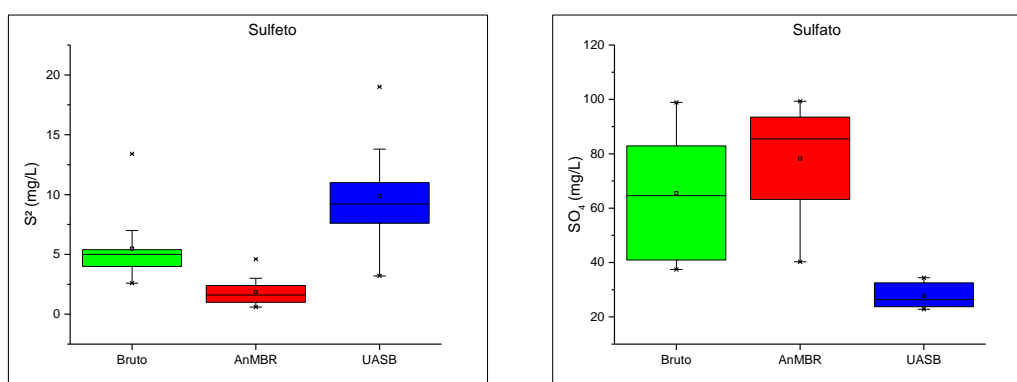


Figura 6.11 – Boxplot das concentrações de compostos de enxofre no afluente e nos efluentes dos reatores UASB e AnMBR.

A presença de compostos sulfurosos, como o sulfeto de hidrogênio (H_2S) e outros compostos de enxofre, no efluente de processos anaeróbios que tratam esgoto é a causa de uma série de problemas nas ETEs. O sulfeto de hidrogênio tem um odor característico de "ovo podre" e, mesmo em concentrações relativamente baixas, causa odores ofensivos nas imediações das ETEs (BLUNDEN; ANEJA; OVERTON, 2008). Além disso, concentrações elevadas de H_2S podem ser tóxicas para microrganismos que realizam a digestão anaeróbia (ANDERSON; SALLIS; UYANIK, 2003) e provoca a corrosão de equipamentos, tubulações e infraestrutura das instalações de tratamento de esgoto (CAMILOTI; OLIVEIRA; ZAIAT, 2016). Para minimizar esses problemas, é importante controlar as condições operacionais nos reatores anaeróbios para evitar a sua formação.

6.3.1.4 Remoção de *Escherichia coli* no UASB e no AnMBR

O AnMBR também apresentou um desempenho muito maior do que o do UASB na remoção de *E. coli* do esgoto sanitário (Figura 6.12 e Figura 6.13). As concentrações de *E. coli* variaram entre $2,0 \times 10^5$ e $6,9 \times 10^6$ NMP no efluente do UASB e entre “não detectável” e $2,4 \times 10^3$ NMP no efluente do AnMBR. O fator de redução médio de cada processo foi 8,3 no reator UASB e de 10^6 no reator AnMBR.

Figura 6.12 – Eficiência de remoção de *E.coli* nos dois processos (UASB e AnMBR).

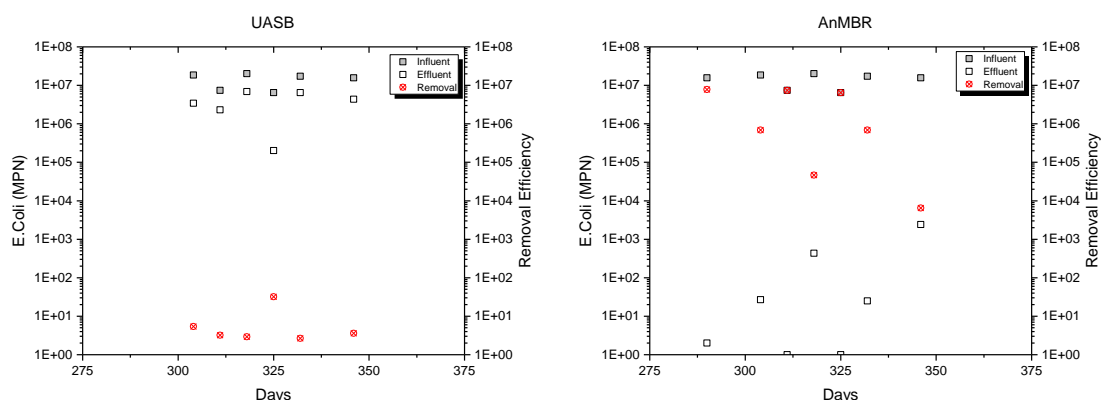
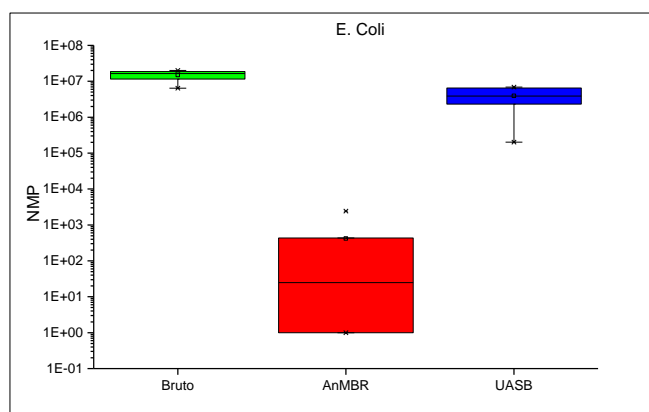


Figura 6.13 – Boxplot das concentrações de compostos de *E. coli* no afluente e nos efluentes reatores UASB e AnMBR.



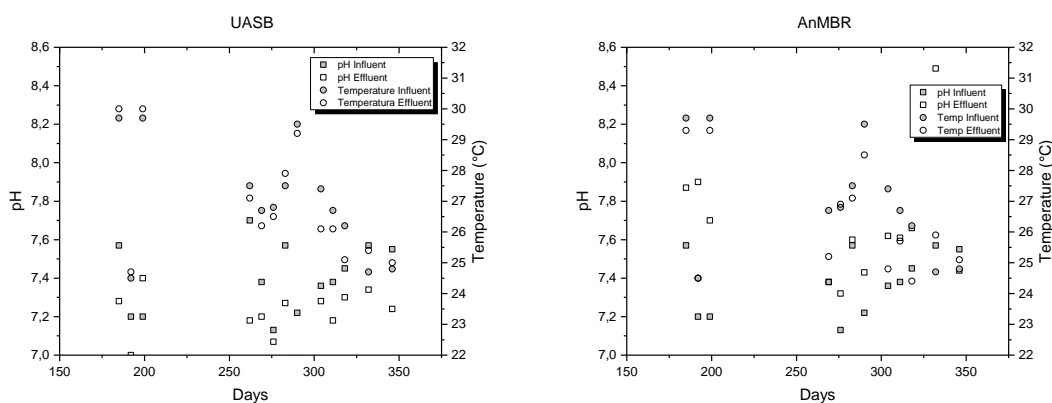
É sabido que reatores UASB não são projetados para realizarem a remoção de microrganismos patogênicos do esgoto sanitário (PANT; MITTAL, 2007). No entanto, eles contribuem para uma redução pequena na carga microbiana devido aos processos de sedimentação e retenção de microrganismos no lodo, e, em menor escala, devido a adsorção das células de *E. coli* nos flocos no interior (ANDREOLI, 2001).

Devido ao processo de filtração com membranas, a remoção de *E. coli* é maior em AnMBR em comparação aos UASB, porque as membranas são capazes de reter bactérias e outros microrganismos presentes no esgoto (RATTIER et al., 2022). Nas membranas de ultrafiltração em geral, os poros das membranas variam de 20 a 100 nanômetros (nm), enquanto o tamanho das bactérias varia de 0,2 a 2 micrômetros (μm) e o dos vírus de 0,02 a 0,3 μm .

6.3.1.5 Temperatura e pH

A Figura 6.14 apresenta a variação de temperatura e de pH no reator UASB e no AnMBR.

Figura 6.14 – Variação de pH e temperatura nos dois processos (UASB e AnMBR).

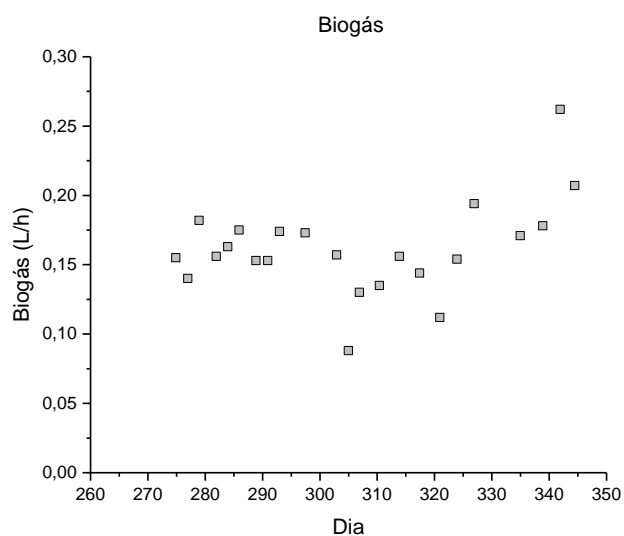


Observa-se no efluente tratado do reator UASB temperatura média de $26,9 \pm 1,9^{\circ}\text{C}$ e pH médio de $7,2 \pm 0,1$. Valores similares foram observados no reator AnMBR com temperatura média de $26,4 \pm 1,8^{\circ}\text{C}$ e pH médio de $7,7 \pm 0,3$.

6.3.2 Produção de biogás

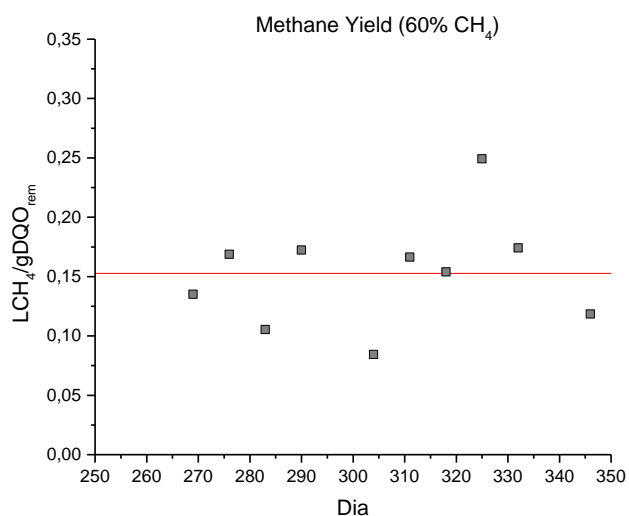
A produção de biogás no reator AnMBR foi monitorada ao longo do período de estudo através de medição volumétrica, sendo os resultados apresentados em termos de vazão de produção de biogás na Figura 6.15. A vazão média de biogás produzido foi $0,161 \pm 0,034$ L/h.

Figura 6.15 – Produção de biogás no reator AnMBR.



A produtividade média de metano obtida no reator AnMBR neste trabalho foi de $0,153 \pm 0,046 \text{ LCH}_4/\text{gDQO}_{\text{removida}}$, conforme apresentado na Figura 6.16.

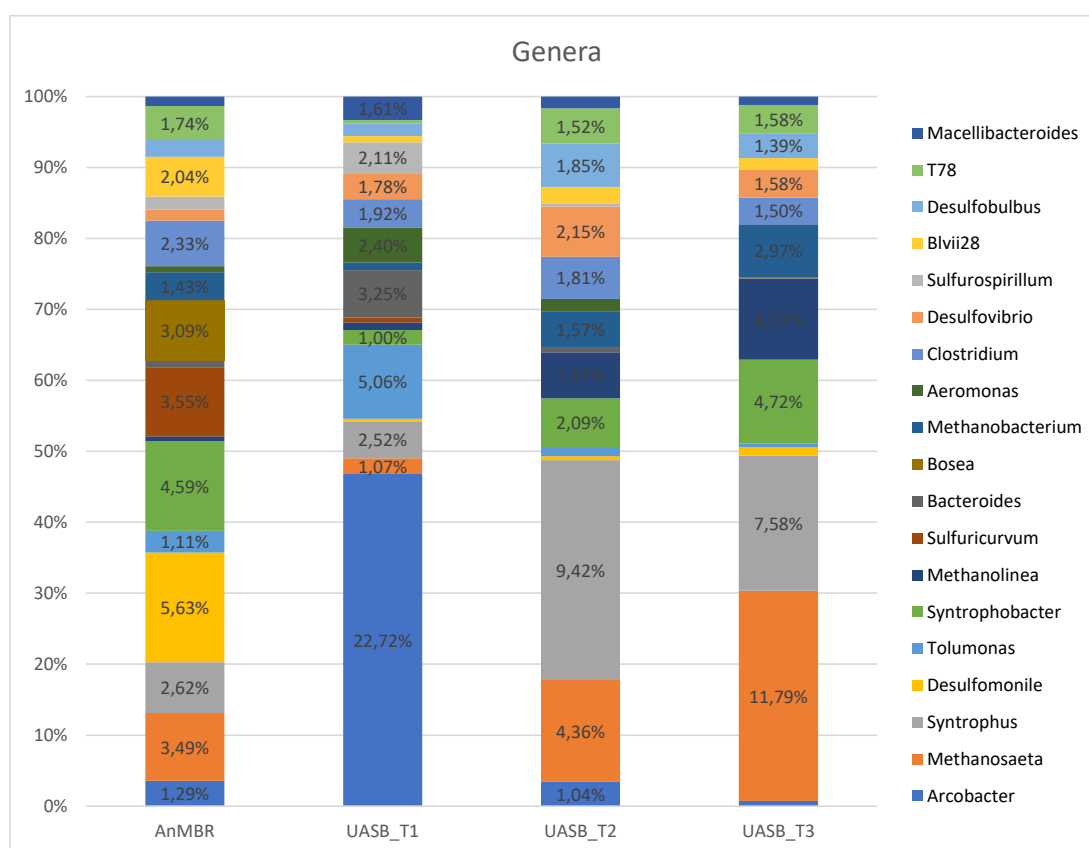
Figura 6.16 – Produtividade de metano no reator AnMBR.



Os resultados obtidos apresentam-se em conformidade com a faixa apresentada na literatura, em que a produtividade de metano em reatores AnMBR varia de 0,05 a 0,32 $\text{LCH}_4/\text{gCOD}_{\text{rem}}$ (Tabela 5.4).

A produção de biogás no reator UASB não pode ser verificada durante a presente pesquisa. No entanto, resultados apresentados por GONÇALVES et al. (2020) operando o mesmo reator UASB em condições semelhantes mostram

Figura 6.18 – Distribuição dos microrganismos mais abundantes nos reatores a nível de gênero.



O filo *Proteobacteria* é o mais abundante em todas as quatro amostras avaliadas, tendo menor presença observada na T1 do UASB (34,02%) e sua maior presença observada na T3 do UASB (56,35%). Destacam-se também os filios *Firmicutes*, *Eurychaeta*, *Bacteroidetes* e *Caldiserica*, com abundância superior a 5% em ao menos duas das amostras analisadas. Note-se que os cinco filios de maior abundância são comuns a todas as amostras, indicando que a distribuição da comunidade microbiana quanto ao filo é relativamente similar.

Em conjunto, os filios bacterianos *Proteobacteria*, *Firmicutes* e *Bacteroidetes* representam 68% dos microrganismos identificados no reator AnMBR e 64,8% do reator UASB, considerando-se a média das três amostras. Esse resultado, que aponta para um núcleo de microrganismos formado por estes filios, é similar ao reportado por Seib et. al (2016) em que estes filios representaram 65% dos microrganismos do reator AnMBR estudado.

O filo *Eurychaeta*, referente ao reino das Archaea, apresentou abundância de 6,68% no AnMBR, de 20,78% no UASB-T1, 8,59% no UASB-T2 e de 2,85% no UASB-T3. Os principais gêneros de Archaea identificados foram *Methanosaeta*,

Methanobacterium e *Methanolinea*, todos associados à metanogênese em reatores anaeróbios.

Os gêneros identificados com maior abundância no reator AnMBR (Figura 6.18) foram *Desulfomonile* (5,63%), *Syntrophobacter* (4,59%), *Sulfuricurvum* (3,55%), *Methanosaeta* (3,49%) e *Bosea* (3,09%). Destes cinco principais gêneros, somente o *Syntrophobacter* e *Methanosaeta* apresentaram-se entre os de maior abundância entre as amostras do reator UASB, indicando uma certa diferenciação entre os reatores.

Nas amostras referentes ao reator UASB, os seguintes gêneros apresentaram maior abundância (Figura 6.18): UASB T1: *Arcobacter* (22,72%), *Tolomonas* (5,06%) e *Bacteroides* (3,25%); UASB T2: *Syntrophus* (9,42%), *Methanosaeta* (4,36%) e *Desulfovibrio* (2,15%); e UASB T3: *Methanosaeta* (11,79%), *Syntrophus* (7,58%) e *Syntrophobacter* (4,72%).

6.4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados apresentados nesta pesquisa, pode-se observar um melhor desempenho do reator AnMBR no tratamento do esgoto sanitário, apresentando eficiência muito superior na remoção de matéria orgânica sob forma de DQO (87,1% AnMBR vs 61,2% UASB), na remoção de sólidos suspensos (95,3% AnMBR vs 67,4% UASB) e na remoção de *E. Coli* (10^6 AnMBR vs 10^0 UASB).

Quanto remoção de nutrientes, ambos reatores apresentam desempenho equiparáveis e de baixa eficiência, conforme esperado para tratamentos anaeróbios, sendo em ambos os casos necessário pós-tratamento para remoção de nutrientes, caso seja necessário para a destinação final adequada do efluente tratado.

No tocante ao potencial de recuperação de energia proveniente do esgoto sanitário, o resultado obtido pelo reator AnMBR (0,15 LCH₄/gDQO_{rem}) foi ligeiramente inferior ao resultado de pesquisa anterior com o reator UASB (0,18 LCH₄/gDQO_{rem}). Entretanto, dada a grande variabilidade nos dados de produção de biogás e o fato dos resultados não terem sido obtidos sob as mesmas condições de esgoto afluente e temperatura, não é possível concluir a

favor do reator UASB, tendo sido observado potencial similar para ambos os reatores neste quesito.

Em geral, o reator AnMBR demonstrou vantagem no tratamento do efluente sanitário ao proporcionar através das membranas uma barreira física eficaz para retenção da biomassa, de sólidos e de patógenos, permitindo o controle independente do TDH e da idade de lodo, o que tende a proporcionar maior estabilidade em diferentes condições operacionais. As principais desvantagens apresentadas pelo reator AnMBR são o elevado custo de implantação dada a necessidade do uso de equipamentos mecânicos e automação para sua operação, a sua maior complexidade operacional e maior gasto energético, sobretudo devido a necessidade de controle do *fouling* nas membranas.

Os reatores UASB apresentam como principal vantagem sua simplicidade operacional e a ausência de equipamentos mecânicos, apresentando-se como excelente opção para sistemas de tratamento descentralizados, em que as exigências quanto a qualidade do efluente tratado sejam menos rigorosas. Em contrapartida, os reatores AnMBR apresentam-se como melhor alternativa para sistemas em que são necessárias maior qualidade do efluente final, podendo ser associados a pós-tratamentos para remoção de nutrientes, e contribuindo para recuperação de energia no sistema de tratamento.

6.5 RECONHECIMENTOS

À FAPES e ArcelorMittal pelo financiamento da pesquisa.

À CESAN e Vila Velha Ambiental pela sessão do espaço e apoio às operações.

6.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMAD, Anwar; SAID, Alaya. Sustainability for wastewater treatment: bioelectricity generation and emission reduction. **Environmental Science and Pollution Research**, n. 30, p. 48703–48720, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-023-26063-9>>.

ANDERSON, Ken; SALLIS, Paul; UYANIK, Sinan. Anaerobic treatment processes. **Handb. Water Wastewater**. [S.l.]: Elsevier, 2003. . Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50025-X>>. Acesso em: 6 out. 2021.

ANDREOLI, Cleverson Vítório. **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final**. 1ª ed. Rio de Janeiro: RiMA, ABES, 2001.

ANJUM, Fatima et al. Trends and progress in AnMBR for domestic wastewater treatment and their impacts on process efficiency and membrane fouling. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, 14 out. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101204>>. Acesso em: 17 dez. 2020.

BLUNDEN, Jessica; ANEJA, Viney P; OVERTON, John H. Modeling hydrogen sulfide emissions across the gas – liquid interface of an anaerobic swine waste treatment storage system. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 5602–5611, 2008.

BOLYEN, Evan et al. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. **Nature Biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 852–857, 2019.

BRITO, M. G. S. L. et al. Hydrodynamics of UASB reactor treating domestic wastewater: A three-dimensional numeric study. **Water**, v. 12, n. 279, 2020.

CALLAHAN, Benjamin J. et al. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nature Methods**, v. 13, n. 7, p. 581–583, 2016.

CAMILOTTI, P. R.; OLIVEIRA, G. H. D.; ZAIAT, M. Sulfur Recovery from Wastewater Using a Micro-aerobic External Silicone Membrane Reactor (ESMR). **Water Air Soil Pollut**, v. 227, 2016.

CAMPOS, José Roberto. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CAPORASO, J Gregory et al. correspondence QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data Intensity normalization improves color calling in SOLiD sequencing. **Nature Publishing Group**, v. 7, n. 5, p. 335–336, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nmeth0510-335>>.

CECCONET, Daniele; CALLEGARI, Arianna; CAPODAGLIO, Andrea G. UASB Performance and Perspectives in Urban Wastewater Treatment at Sub-Mesophilic Operating Temperature. **Water (Switzerland)**, v. 14, n. 115, 2022.

DESANTIS, T. Z. et al. Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene database and workbench compatible with ARB. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 7, p. 5069–5072, 2006.

GIMÉNEZ, J.B. et al. Anaerobic treatment of urban wastewater in membrane bioreactors: Evaluation of seasonal temperature variations. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 7, p. 1581–1588, 2014.

_____. Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8799–8806, 2011.

GIMÉNEZ, J.B. B. et al. Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 67–72, 1 ago. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412007626?via%3Dihub>>. Acesso em: 10 mar. 2020.

GONÇALVES, Ricardo Franci et al. Co-digestion of municipal wastewater and microalgae biomass in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Algal Research**, v. 52, p. 102117, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102117>>. Acesso em: 7 out. 2021.

GOUVEIA, J. et al. Long-term operation of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 185, p. 225–233, 2015.

KONG, Zhe et al. Evaluation of bio-energy recovery from the anaerobic treatment of municipal wastewater by a pilot-scale submerged anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) at ambient temperature. **Bioresource Technology**, v. 339, p. 125551, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125551>>. Acesso em: 2 set. 2021.

LEI, Zhen et al. Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: A review of achievements, challenges, and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 267, p. 756–768, 2018.

LIAO, B.Q.; KRAEMER, J.T.; BAGLEY, D.M. Anaerobic membrane bioreactors: Applications and research directions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 36, n. 6, p. 489–530, 2006.

LIU, Yin et al. Membrane installation for enhanced upflow anaerobic sludge blanket (UASB) performance. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 116, n. 3, p. 357–361, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.03.004>>.

MAAZ, M. et al. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations. **Bioresource Technology**, v. 283, p. 358–372, 2019.

MALAMIS, Simos et al. Decentralised schemes for integrated management of wastewater and domestic organic waste : the case of a small community. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 732–740, 2017.

MEI, Xiaojie et al. A pilot-scale anaerobic membrane bioreactor under short hydraulic retention time for municipal wastewater treatment: performance and microbial community identification. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 8, n. 1, p. 58–67, 2018.

MUSA, Mohammed Ali et al. Wastewater Treatment and Biogas Recovery Using Anaerobic Membrane Bioreactors (AnMBRs): Strategies and Achievements. **Energies**, v. 11, n. 7, p. 1675, 2018.

PANT, Anju; MITTAL, Atul K. Monitoring of Pathogenicity of Effluents from the UASB Based Sewage Treatment Plant. **Environ Monit Assess**, v. 133, p. 43–51, 2007.

RATTIER, Maxime et al. Long-term comparison of pilot UASB and AnMBR systems treating domestic sewage at ambient temperatures. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 6, p. 108489, 1 dez. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108489>>. Acesso em: 29 nov. 2022.

SABRY, Tarek. Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in treating sewage at different hydraulic shock loads. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4073–4077, 2008.

SEIB, M.D. D.; BERG, K.J. J.; ZITOMER, D.H. H. Influent wastewater microbiota and temperature influence anaerobic membrane bioreactor microbial community. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 446–452, 1 set. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.098>>. Acesso em: 11 maio 2020.

SKOUTERIS, George et al. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 198–199, p. 138–148, 2012.

SOHN, Weonjung et al. A review on membrane fouling control in anaerobic membrane bioreactors by adding performance enhancers. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, p. 2214–7144, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101867>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5ª ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WANG, K M et al. Comparable membrane permeability can be achieved in granular and flocculent anaerobic membrane bioreactor for sewage treatment through better sludge blanket control. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, n. February, p. 181–189, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.01.016>>.

WANG, Yong; QIAN, Pei Yuan. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PLoS ONE**, v. 4, n. 10, 2009.

7 ARTIGO 2 - CARACTERIZAÇÃO DO *FOULING* NAS MEMBRANAS DE UM REATOR ANMBR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO REAL

RESUMO

O *fouling* (formação de depósitos) é o principal desafio das tecnologias de tratamentos com membranas. Este complexo processo reduz a área ativa das membranas promovendo o aumento da pressão transmembrana e redução do fluxo de permeado. O presente trabalho tem como objetivo caracterizar a formação do *fouling* em um reator AnMBR em escala piloto utilizado para o tratamento de esgoto doméstico. Os resultados apresentados apontam a camada de torta como responsável por 80,1% da resistência a filtração nos testes realizados, tendo sido identificada a presença de biopolímeros como proteínas, ácidos graxos, EPS e polissacarídeos, que associados a compostos inorgânicos tais como ferro, alumínio, cálcio, formam uma complexa estrutura heterogênea. Foi evidenciada ainda a presença de ferro, alumínio e proteínas nas membranas mesmo após a realização de todos os processos de limpeza, indicando a permanência de estruturas biomineralizadas responsáveis pela formação do *fouling* irreversível.

Palavras-chave: AnMBR, *fouling*, membranas.

7.1 INTRODUÇÃO

Os reatores anaeróbios com membranas (AnMBR) são uma tecnologia promissora no que diz respeito ao tratamento de efluentes devido seu potencial para recuperação de energia e eficiência no tratamento. Devido ao processo de separação com membranas, os reatores AnMBR apresentam a grande vantagem de controlar de forma independente o tempo de detenção hidráulico e o tempo de retenção de sólidos, permitindo um excelente controle da biomassa no reator (VINARDELL et al., 2020).

No entanto, o processo de filtração por membranas deste tipo de tecnologia apresenta como fator limitante e desafio inevitável a formação de depósitos nas membranas, comumente chamado de *fouling* (ZHANG, Shuo et al., 2021).

A formação do *fouling* nas membranas está associado a uma complexa interação de fatores biológicos, físicos e químicos que ocorre nos reatores, afetando de

maneira importante a pressão transmembrana e o fluxo de permeado em diferentes condições de operação. O *fouling* resulta da deposição e acúmulo nas membranas de material biológico, compostos orgânicos e inorgânicos, promovendo a redução da área ativa das membranas promovendo assim o aumento da pressão transmembrana e redução do fluxo de permeado (ABDELRASOUL; DOAN, 2020; AN et al., 2009; LE-CLECH; CHEN; FANE, 2006).

O *fouling* pode ser classificado quanto a natureza de sua formação como *biofouling*, *fouling* orgânico e *fouling* inorgânico, sendo que todos os três mecanismos são observados de forma simultânea, variando em proporção de acordo com as características de cada sistema (AN et al., 2009).

Diversas estratégias vem sendo utilizadas para o controle do *fouling* em reatores AnMBR, desde as mais tradicionais e recorrentes como aspersão de biogás e retrolavagem, até estratégias mais avançadas como, por exemplo, o uso de carreadores suspensos (ASLAM, Muhammad et al., 2018), o uso de campos eletromagnéticos (YU, Qilin; ZHANG, 2019; ZHANG, Shuo et al., 2021) e mecanismos de controle biológico do *fouling* (MALAEB et al., 2013; MEHMOOD et al., 2021).

Uma maior compreensão dos mecanismos envolvido na formação do *fouling* é essencial para o desenvolvimento de estratégias adequadas para o controle do *fouling* (CALDERÓN et al., 2011). Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é caracterizar a formação do *fouling* em um reator AnMBR em escala piloto utilizado para o tratamento de esgoto doméstico. A superfície da membrana foi investigada através de microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR), enquanto a performance da membrana foi avaliada a partir de testes de resistência em série.

7.2 MATERIAIS E MÉTODOS

7.2.1 Arranjo experimental e operação

Para desenvolvimento do experimento foi empregado um reator AnMBR em escala piloto com volume útil de 40L, instalado com 1,645m² de membranas de

PVDF com poros de 0,03 a 0,04 μ m, tratando efluente sanitário de parte do município de Vila Velha (ES/Brasil), com DQO média de 503 \pm 141 mg/L. No momento da realização do experimento o reator encontrava-se em operação permanente há 1 ano. A Tabela 7.1 apresenta os principais parâmetros operacionais do reator AnMBR durante o período de operação.

Tabela 7.1 – Condições operacionais médias do reator AnMBR.

Parâmetro Operacional	AnMBR
Vazão	1,95 \pm 0,82 L/h
TDH	23,4 \pm 7,7 h
Fluxo Transmembrana	1,18 \pm 0,50 L/m ² .h
COV	0,55 \pm 0,26 kgDQO/m ³ .d
CHV	0,05 \pm 0,02 m ³ /m ³ .h
pH	7,6 \pm 0,1
Temperatura	31,8 \pm 1,3 °C

7.2.2 Teste de fluxo crítico

A determinação do fluxo crítico foi realizada pelo método de etapas de fluxo (LE-CLECH; JEFFERSON; JUDD, 2003). O processo consiste no monitoramento da pressão transmembrana (TMP) enquanto o fluxo é mantido constante por um período de 5 a 20 minutos. Após o tempo determinado, a membrana permanece sem permear, num período de relaxamento que deve durar entre 1 e 5 minutos, finalizando-se assim uma etapa. O ensaio se inicia com um fluxo baixo, e em cada etapa subsequente o fluxo é aumentado de 3 a 10 L/m².h. Os ciclos de filtração e relaxamento são repetidos até que se observe um acréscimo significativo da TMP.

Para determinar o valor fluxo crítico (Jc) foram utilizadas as seguintes equações ensaio (LE-CLECH; JEFFERSON; JUDD, 2003):

$$\text{Aumento inicial da TMP:} \quad \Delta P_0 = TMP_i^n - TMP_f^{n-1} \quad \text{Equação 7.1}$$

$$\text{Taxa de aumento da TMP:} \quad \frac{dP}{dt} = \frac{TMP_f^n - TMP_i^n}{t_f^n - t_i^n} \quad \text{Equação 7.2}$$

TMP média:
$$P = \frac{TMP_f^n + TMP_i^n}{2}$$
 Equação 7.3

Permeabilidade do sistema (K):
$$K = \frac{J}{P}$$
 Equação 7.4

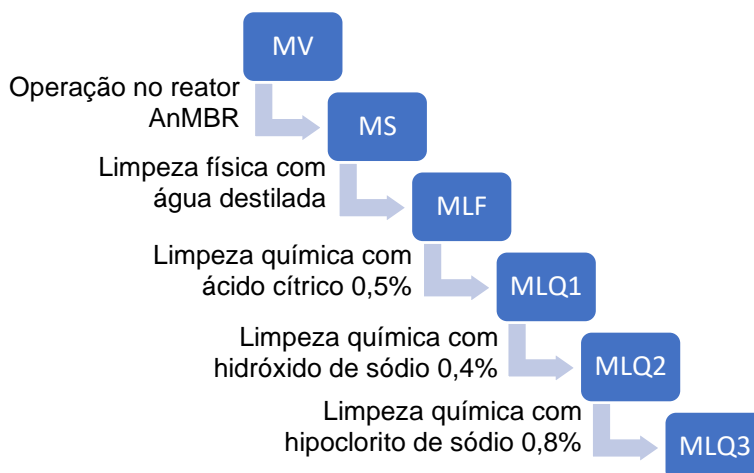
Em que TMP_i^n representa a pressão transmembrana no momento inicial da etapa “n” do teste (bar); TMP_f^n representa a pressão transmembrana no momento final da etapa “n” do teste (bar); t_i^n representa o tempo no momento inicial da etapa “n” do teste (s); t_f^n representa o tempo no momento final da etapa “n” do teste (s); J representa o fluxo de permeado (L/m².h); P representa a pressão transmembrana média (bar); e K a permeabilidade do sistema (L/m².h.bar).

O fluxo crítico (Jc) é determinado como o fluxo máximo em que a permeabilidade permanece linear. Neste estudo, Jc será definido como o fluxo máximo em que $K > 0,9K_0$, onde K_0 é a permeabilidade medida na primeira etapa do ensaio (LE-CLECH; JEFFERSON; JUDD, 2003). Para realização dos ensaios em condições similares à de operação, o teste de fluxo crítico foi realizado filtrando-se esgoto sanitário.

7.2.3 Avaliação da permeabilidade das membranas

Ao final do período operacional do reator AnMBR foram realizados testes para avaliação dos mecanismos associados ao *fouling* com a perda da capacidade de filtração das membranas. O período de operação do sistema entre a última limpeza química realizada nas membranas e a realização dos testes de resistência e permeabilidade foi de 03 meses. A permeabilidade da membrana foi avaliada em resposta a diferentes níveis de limpeza, tendo sido avaliados quatro níveis de limpeza: limpeza física com água (MLF), limpeza química ácida (MLQI), limpeza química básica (MLQII) e limpeza química biocida (MLQIII), aplicadas sucessivamente a uma membrana retirada do reator AnMBR em operação (MS), conforme indicado na Figura 7.1. Todas as permeabilidades foram avaliadas em comparação a permeabilidade de uma membrana virgem (MV). Todas as etapas do ensaio de permeabilidade foram executadas com a filtração de água destilada. A permeabilidade foi calculada conforme a Equação 7.4, apresentada anteriormente.

Figura 7.1 – Sequência das etapas avaliadas quanto a permeabilidade.



7.2.4 Teste de resistência em série

O teste de resistência em série permite uma avaliação da resistência ao fluxo provocada pela formação de depósitos nas membranas. De acordo com método apresentado por YU, Z. et al. (2012), a resistência em série pode ser determinada a partir da Lei de Darcy, empregando-se as seguintes expressões:

$$J = \Delta P / \mu R_T \quad \text{Equação 7.5}$$

$$R_T = R_M + R_C + R_P + R_I \quad \text{Equação 7.6}$$

Onde, J o fluxo de permeado ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$); ΔP é a pressão transmembrana (Pa); μ é a viscosidade do permeado (Pa.s); R_T é a resistência total da membrana (m^{-1}); R_M é a resistência intrínseca à membrana (m^{-1}); R_C é a resistência devido à camada de depósito (m^{-1}); e R_P é a resistência devido ao bloqueio dos poros da membrana (m^{-1}) e R_I é a resistência devido ao *fouling* irreversível (m^{-1}).

As resistências apresentadas na Equação 7.6 foram obtidas experimentalmente, através do monitoramento do fluxo de permeado e da pressão transmembrana (TMP) em ensaios com água destilada. A resistência intrínseca da membrana, R_M , foi calculada executando-se o processo de filtração com uma membrana nova, utilizando-se água pura. A resistência total da membrana, R_T foi medida a partir do fluxo e dos valores da TMP ao final da operação dos reatores AnMBR. A resistência devido ao bloqueio dos poros, R_P , foi medida após a limpeza da superfície da membrana com água destilada, removendo-se a camada de torta formada na superfície da membrana, seguida de filtração com água pura. A

resistência devido ao *fouling* irreversível (R_I) foi contabilizada no ensaio com a membrana após todas as etapas de limpeza química. Finalmente, a resistência devido a camada de torta, R_C , foi calculada usando a Equação 7.6. Todos os dados de fluxo foram normalizados para a temperatura de 20°C.

7.2.5 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectroscopia por energia dispersiva (EDS)

Para a caracterização das membranas, antes e depois de sua utilização no reator AnMBR e após cada processo de limpeza empregado, sua morfologia foi analisada através microscopia eletrônica de varredura associada a espectroscopia por energia dispersiva.

As amostras das membranas foram preparadas através de secagem em estufa seguido de revestimento 10 nm de ouro puro em um aspersor a vácuo (Desk V, Denton Vacuum) e análise em modo direto usando um microscópio eletrônico de varredura (Jeol, JEM-6610 LV) com filamento de tungstênio operado a 20 kV utilizando o detector de elétrons secundários. A análise de EDS foi realizada usando um detector (Bruker, XFlaxh 6610) acoplado ao MEV. As análises foram realizadas no Laboratório de Microscopia do Centro de Ciências da Saúde (CCS) da UFES (LUCCAR).

7.2.6 Espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR)

As análises com FT-IR foram realizadas com amostras da membrana nova, da membrana após a finalização do processo de filtração e das membranas após cada etapa de limpeza, com objetivo de identificar os principais grupos funcionais responsáveis pela formação de depósitos na membrana. Cada amostra foi analisada em triplicata através do equipamento FT-IR modelo Cary 630 da marca Agilent (EUA), conforme metodologia apresentada por SCHMITT e FLEMMING (1998). As análises foram realizadas no Laboratório Multiusuário de Instrumentação do LabPetro (UFES).

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Fluxo crítico

O teste de fluxo crítico foi realizado previamente ao início da operação do reator AnMBR, empregando-se 12 módulos de membranas, com um total de 0,564m² de área filtrante. O teste foi realizado com esgoto sanitário bruto a ser tratado no reator com objetivo de determinar o fluxo máximo de operação. Foram realizados 06 passos com aumento gradativo da rotação da bomba visando o aumento do fluxo de permeado. A pressão transmembrana e vazão de permeado foram monitoradas e o fluxo normalizado calculado normalizando-se os dados obtidos a partir da temperatura monitorada. A Tabela 7.2 apresenta os resultados obtidos no ensaio.

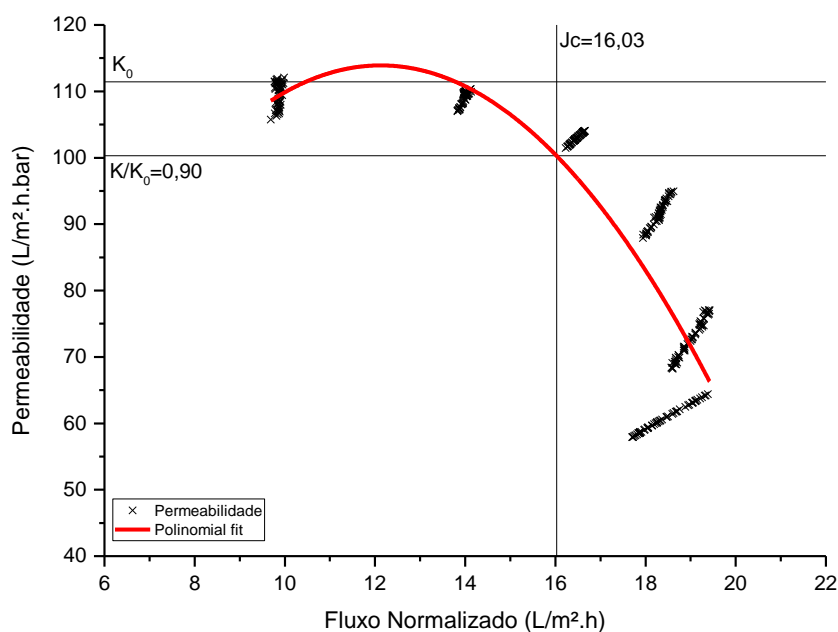
Tabela 7.2 – Dados para determinação do fluxo crítico.

Passo	n	J (L/m ² .h)	TMP (bar)	K (L/m ² .h.bar)	K/K ₀
1	61	9,86 ± 0,05	0,090 ± 0,001	109,50 ± 1,80	1,000
2	61	13,98 ± 0,07	0,128 ± 0,001	109,04 ± 0,99	0,996
3	61	16,48 ± 0,12	0,160 ± 0,001	103,02 ± 0,72	0,941
4	61	18,30 ± 0,17	0,200 ± 0,003	91,61 ± 2,00	0,837
5	61	19,00 ± 0,27	0,262 ± 0,006	72,70 ± 2,83	0,664
6	61	18,42 ± 0,51	0,303 ± 0,001	60,74 ± 1,95	0,555

Legenda: n: número de dados coletados; J: Fluxo de permeado; TMP: Pressão transmembrana; K: Permeabilidade; K/K₀: Relação entre permeabilidade e permeabilidade inicial.

Para determinação do fluxo crítico com base no critério de permeabilidade proposto por Le-Clech; Jefferson e Judd (2003) foi traçada uma linha de ajuste polinomial baseada nos dados de permeabilidade para determinação do fluxo relativo ao critério $K=0,90K_0$, conforme apresentado na Figura 7.2.

Figura 7.2 – Gráfico de fluxo normalizado e permeabilidade para cálculo do fluxo crítico.



O fluxo crítico obtido neste trabalho foi de 16,03 L/m².h para os testes realizados com esgoto bruto. Resultados similares foram obtidos por Robles, A. e colaboradores (2012), com valores de fluxo crítico de 12 a 19 L/m².h, bem como por (FERRER et al., 2015), com resultados de 18 L/m².h e 21 L/m².h. para as duas condições testadas. Tipicamente, reatores AnMBR operam com fluxos entre 10 e 40 l/m²h (LIAO; KRAEMER; BAGLEY, 2006) de modo que o resultado obtido está coerente com resultados apresentados em outros estudos.

7.3.2 Permeabilidade da membrana

A permeabilidade da membrana foi avaliada em resposta a diferentes níveis de limpeza, tendo sido avaliados quatro níveis de limpeza: limpeza física com água (MLF), limpeza química ácida (MLQI), limpeza química básica (MLQII) e limpeza química biocida (MLQIII), aplicadas sucessivamente a uma membrana retirada do reator AnMBR em operação (MS). Todas as permeabilidades foram avaliadas em comparação a permeabilidade de uma membrana virgem (MV).

A Figura 7.3 apresenta a permeabilidade de cada etapa avaliada em relação a permeabilidade média obtida com a membrana virgem (K_0) e a Figura 7.4 apresenta o fluxo de permeado após cada processo de limpeza aplicada à membrana.

Figura 7.3 – Permeabilidade relativa à membrana virgem após cada etapa de limpeza.

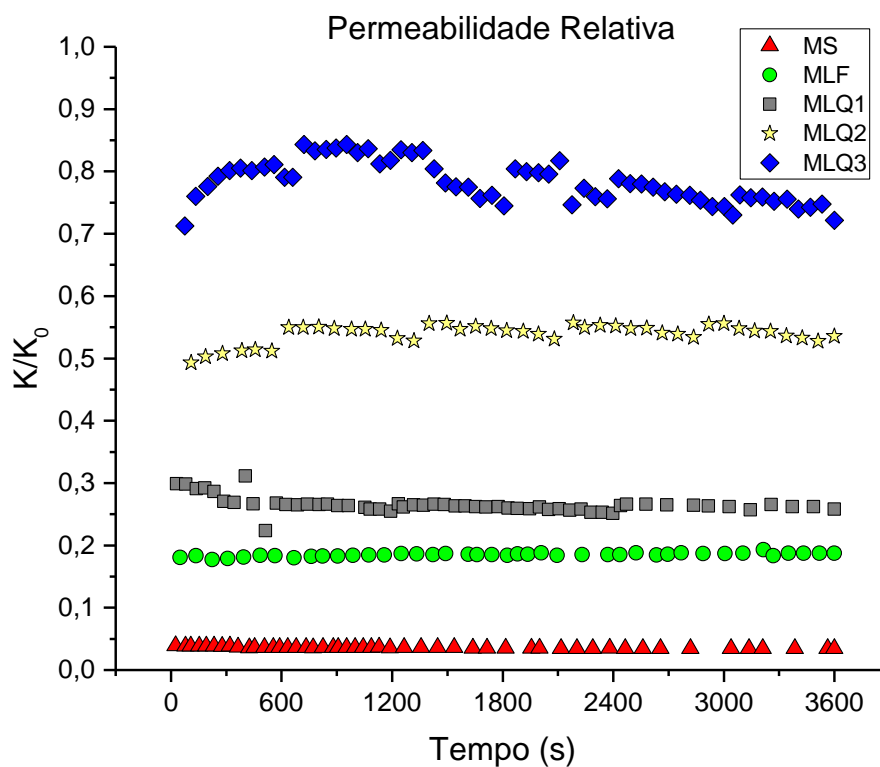
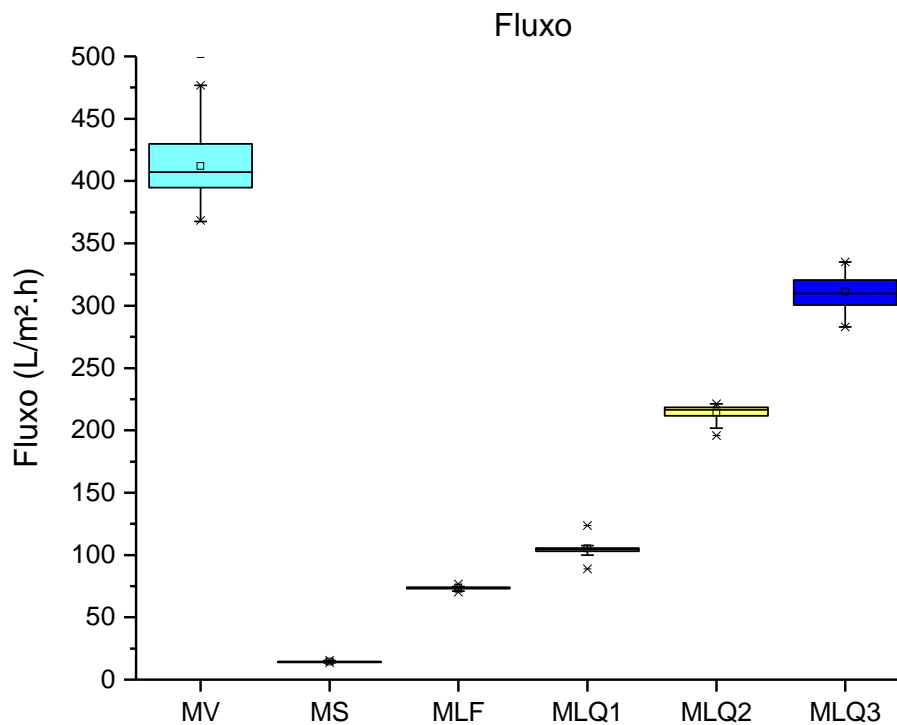


Figura 7.4 – Fluxo de permeado após cada etapa de limpeza.



Observa-se que o fluxo obtido com a membrana totalmente suja ($14,31 \pm 0,51$ $L/m^2.h$) representa apenas $3,60 \pm 0,13\%$ da permeabilidade obtida com a

membrana virgem, indicando uma perda de produtividade extremamente elevada devido ao *fouling*.

Os resultados apresentados indicam que o processo de limpeza física com água permitiu a recuperação de $18,5 \pm 0,3\%$ da permeabilidade original. Embora em termos percentuais represente uma pequena parcela, o processo de limpeza física permitiu um aumento em 5,3 vezes no fluxo de permeado ($73,46 \pm 1,11 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$) em relação ao fluxo com a membrana totalmente obstruída, implicando em um ganho enorme de produtividade.

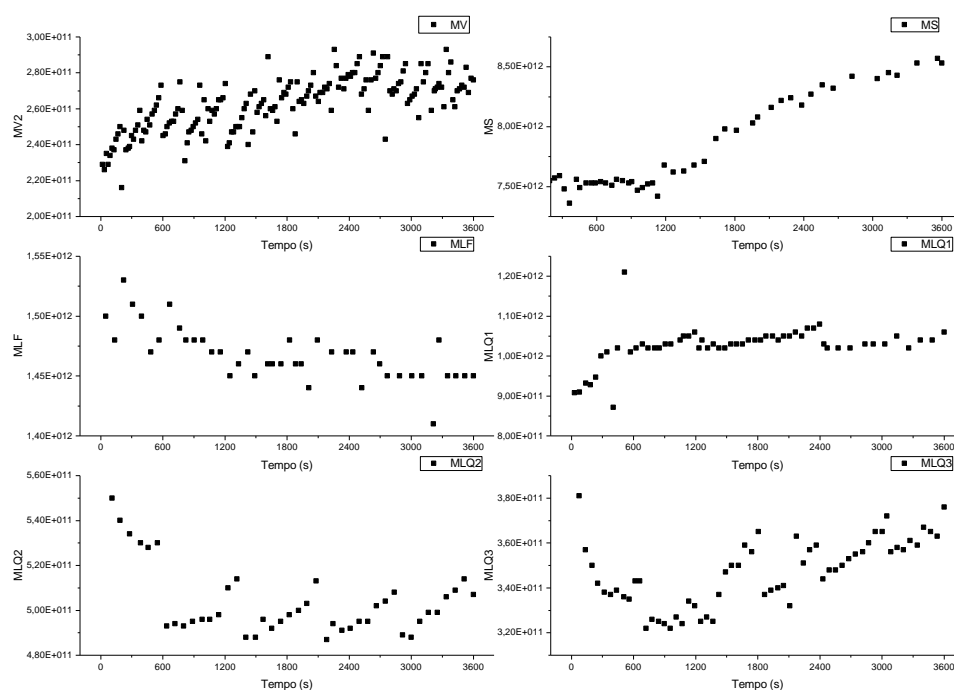
A limpeza química em três etapas permitiu o aumento da permeabilidade em 4,3 vezes a permeabilidade obtida após a limpeza física, alcançando fluxos de $105,32 \pm 5,16 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ após limpeza com ácido cítrico, $214,26 \pm 6,24 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ após a limpeza com hidróxido de sódio e de $311,19 \pm 13,46 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}$ após a limpeza com hipoclorito de sódio.

Destaca-se ainda que, mesmo após todas as etapas de limpeza propostas, recuperou-se apenas $78,3 \pm 3,4\%$ da permeabilidade inicial da membrana, indicando uma perda considerável da permeabilidade devido ao *fouling* irreversível. Em estudos realizados por Wang e Liang et al. (2018) obteve-se recuperação inferior a 50% após limpeza química alcalina, patamar equivalente ao obtido após a segunda etapa de limpeza química no presente trabalho ($53,9 \pm 1,6\%$).

7.3.3 Resistência em série

As resistências foram avaliadas através do processo de filtração de água destilada com o módulo de membranas em cada uma das etapas descritas anteriormente, sempre à pressão constante de 0,3 bar. Os resultados obtidos são apresentados na Figura 7.5.

Figura 7.5 – Resistência em série.



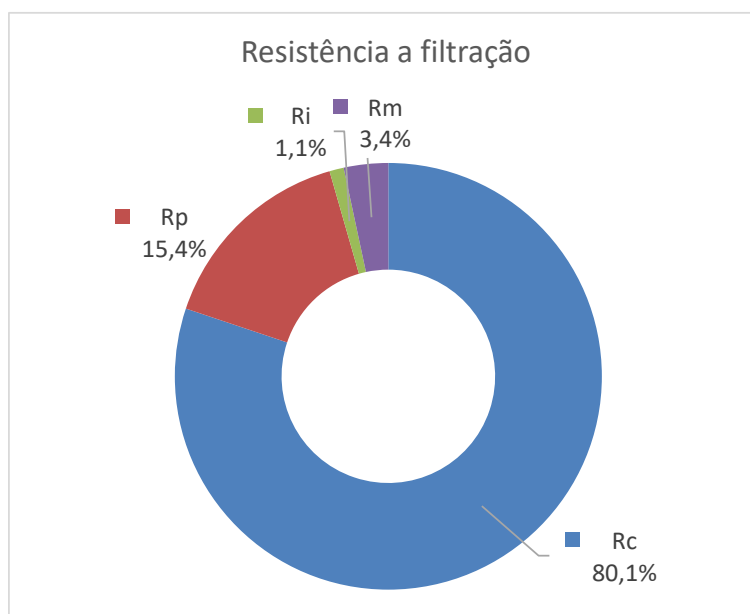
Legenda: MV – Membrana Virgem; MS – Membrana Suja; MLF – Membrana após Limpeza Física; MLQ1 – Membrana após Limpeza com ácido cítrico; MLQ2 – Membrana após limpeza com hidróxido de sódio; MLQ3 – Membrana após limpeza com hipoclorito de sódio.

A partir dos resultados obtidos, foram avaliadas as resistências médias, conforme apresentado na Tabela 7.3 e na Figura 7.6.

Tabela 7.3 – Distribuição da resistência à filtração em membrana de AnMBR.

Classe de resistência	Resistência (m^{-1})
Total (Rt)	$7,81 \times 10^{12} \pm 3,81 \times 10^{11}$
Camada de Torta (Rc)	$6,26 \times 10^{12} \pm 2,86 \times 10^{11}$
Bloqueio dos Poros (Rp)	$1,20 \times 10^{12} \pm 2,19 \times 10^{10}$
Fouling Irreversível (Ri)	$8,45 \times 10^{10} \pm 1,36 \times 10^{10}$
Membrana (Rm)	$2,75 \times 10^{11} \pm 1,51 \times 10^{10}$

Figura 7.6 – Resistências à filtração.



A resistência total (R_t) refere-se à membrana completamente suja, ou seja, com toda a camada de *fouling* acumulada durante a operação do reator AnMBR. A resistência da camada de torta (R_c) representa, em média, 80,1% da resistência total à filtração, enquanto a resistência referente ao bloqueio dos poros representa somente 15,4% do total.

Estes resultados, indicam que o principal mecanismo responsável pela redução da permeabilidade da membrana é a formação de camada de torta. Resultados similares foram apresentados por Deng et al. (2015) e por Yu, Z. et al. (2012) em que a resistência devido à camada de torta (R_c) representou, respectivamente, 54,8% e 98,6% da resistência total.

Cabe destacar que a valor de R_c envolve tanto o processo de formação da camada de torta devido à filtração, quanto os mecanismos empregados para retardar esse fenômeno, como a aspensão de gás e a operação em ciclos de filtração, relaxamento e retrolavagem. A elevada proporção da resistência relativa a camada de torta é um indicativo de que os processos de limpeza física, quando bem ajustados, podem ser eficazes no controle do *fouling* permitindo uma menor frequência de limpezas químicas e consequente redução de custos de operação (ZHEN et al., 2023).

Destaca-se ainda que a resistência devido ao *fouling* irreversível representa apenas 1,1% da resistência, sendo inferior inclusive à resistência intrínseca a própria membrana, indicando o elevado grau de reversibilidade da camada de *fouling* avaliada.

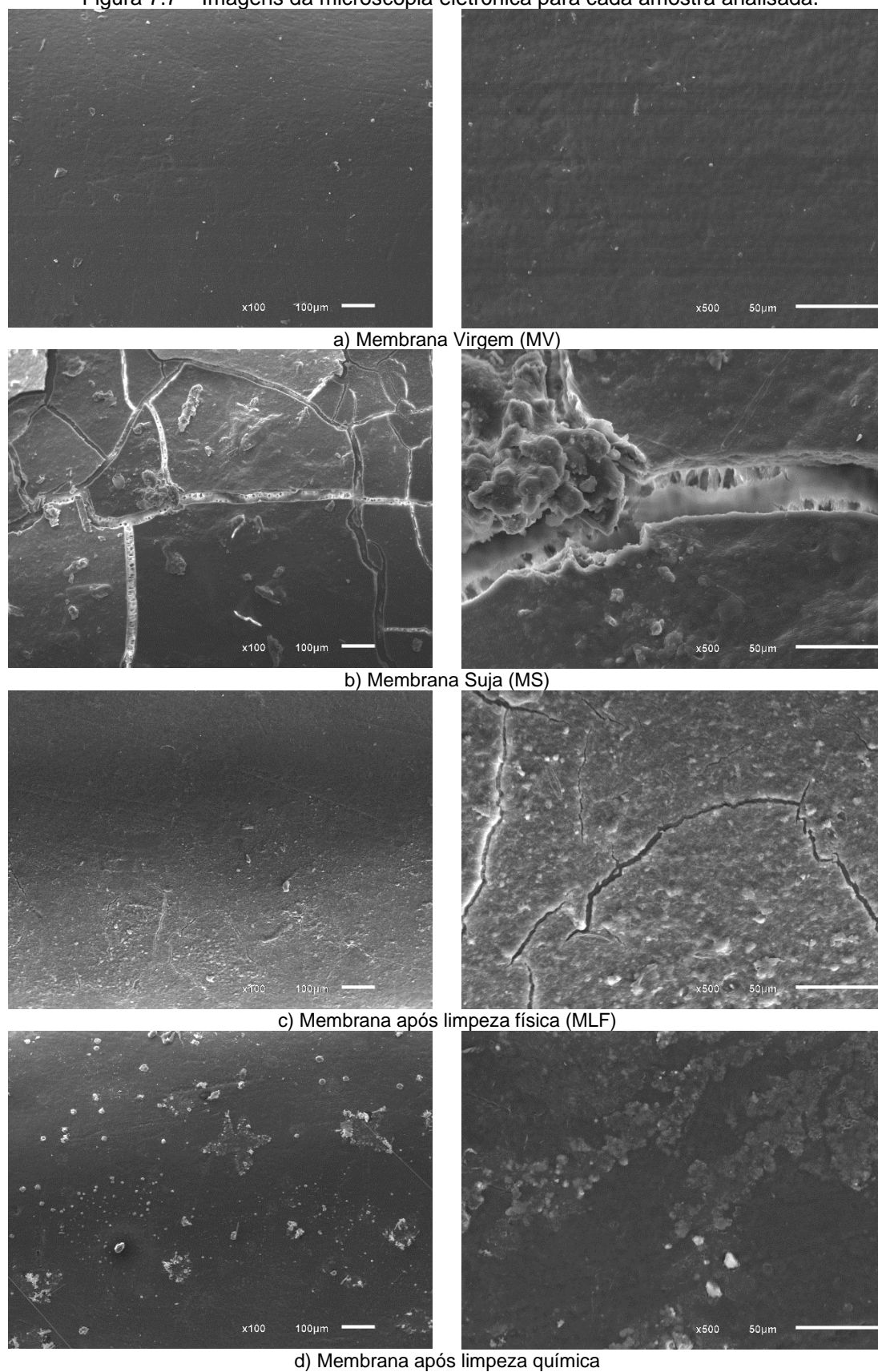
7.3.4 Caracterização da superfície das membranas por MEV e EDS

Os resultados das análises com MEV-EDS realizadas em amostras das membranas virgem (MV), após o uso no reator AnMBR (MS), após a limpeza física com água (MLF) e após a limpeza química (MLQ) são apresentados na Figura 7.7.

Nota-se na Figura 7.7 que a membrana suja (MS) apresenta sua superfície completamente coberta pela camada de *fouling*, em contraste com a superfície de aspecto limpo e liso da membrana virgem (MV). A elevada redução no fluxo de permeado observado nos testes de permeabilidade realizados com a membrana suja (96,4% em relação à MV) são um reflexo desta camada de *fouling*, de aparência espessa, que promove a redução da área filtrante e o bloqueio dos poros.

Após o processo de limpeza física com água destilada, observa-se nas imagens apresentadas um afinamento da camada de *fouling*, porém ainda com cobertura de praticamente toda a membrana, possível razão pela qual foi observada uma recuperação de apenas 18% da permeabilidade da membrana MLF em relação à membrana virgem.

Figura 7.7 – Imagens da microscopia eletrônica para cada amostra analisada.

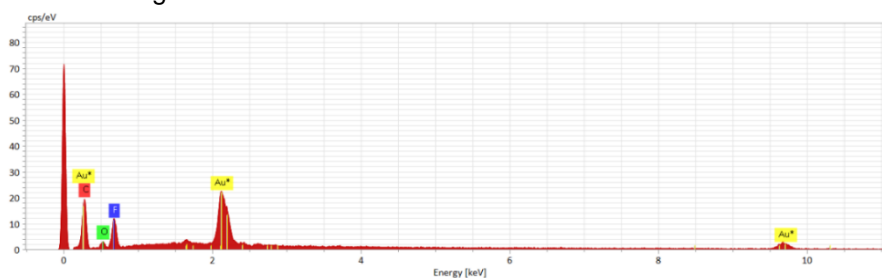


Nas imagens apresentadas da membrana após os processos de limpeza química ácida, alcalina e com hipoclorito de sódio, observa-se que a camada de

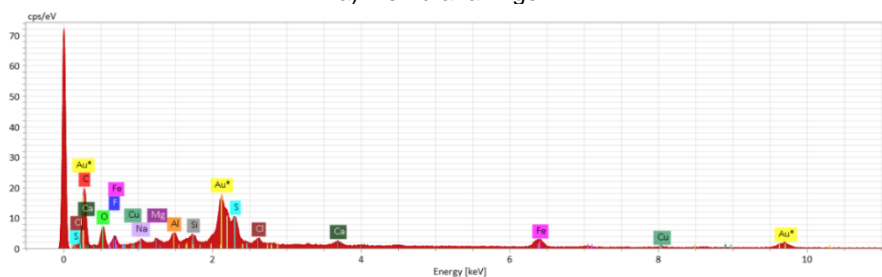
fouling já não aparenta cobrir toda a área da membrana, embora permaneça presente aderida à membrana, permitindo assim uma recuperação de 78,3% da permeabilidade da membrana.

O mapeamento da composição elemental (intensidade x energia) e porcentagem em massa dos constituintes obtidos por análise de EDS nas membranas amostradas são apresentados na Figura 7.8 e na Tabela 7.4, respectivamente.

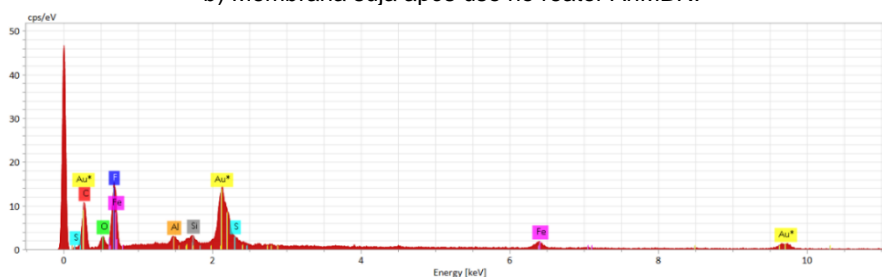
Figura 7.8 – Perfis de EDS das membranas avaliadas.



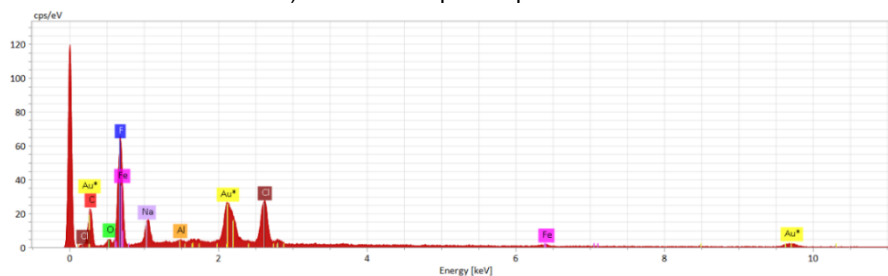
a) Membrana virgem.



b) Membrana suja após uso no reator AnMBR.



c) Membrana após limpeza física.



d) Membrana após limpeza química.

Tabela 7.4 – Percentual em massa dos elementos identificados pela análise de EDS.

Elemento	C	F	O	Fe	S	Ca	Al	Cl	Si	Cu	Mg	Na	Total
MV	70,41	19,58	10,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100,0
MS	65,48	5,82	25,28	1,19	1,00	0,29	0,22	0,17	0,17	0,16	0,12	0,11	100,0
MLF	58,73	27,65	11,95	0,78	0,48	-	0,21	-	0,20	-	-	-	100,0
MLQ	53,39	36,77	5,57	0,31	-	-	0,08	2,35	-	-	-	1,53	100,0

Os principais elementos identificados em todas as amostras são carbono, flúor e oxigênio. A membrana virgem apresentou unicamente estes elementos, presentes na composição do material da membrana (PVDF), indicando a ausência de contaminantes.

Observa-se, a partir dos resultados apresentados, um forte aumento na presença de carbono e oxigênio na membrana após o uso no reator AnMBR (MS), marcados pelo aumento significativo da relação carbono/flúor (de 3,60 para 11,25) e da relação oxigênio/flúor (de 0,51 para 4,34), conforme apresentado na Tabela 7.5. Dado o caráter hidrofóbico das membranas de PVDF, a interação entre a membrana e os compostos orgânicos era esperada, levando-se à adsorção dos mesmos na superfície e nos poros da membrana devido à pressão aplicada pelo processo de filtração (RAGIO et al., 2020).

Tabela 7.5 – Relações C/F e O/F das amostras de membranas avaliadas.

Relações	C/F	O/F
MV	3,60	0,51
MS	11,25	4,34
MLF	2,12	0,43
MLQ	1,45	0,15

À exceção de carbono, flúor e oxigênio, os elementos de presença mais importante na membrana após o uso no reator AnMBR (MS) são o ferro ($1,19 \pm 0,05\%$) e o enxofre ($1,00 \pm 0,04\%$). Outros elementos observados foram cálcio ($0,29 \pm 0,02\%$), alumínio ($0,22 \pm 0,02\%$), cloro ($0,17 \pm 0,01\%$), silício ($0,17 \pm 0,01\%$), cobre ($0,16 \pm 0,02\%$), magnésio ($0,12 \pm 0,02\%$) e sódio ($0,11 \pm 0,02\%$).

Alguns estudos apontam que as interações entre EPS e coloides inorgânicos, tais como ferro, cálcio e alumínio, foram identificados como causas em potencial de *fouling* irreversível nas membranas, ao promover o bloqueio dos poros e o enrijecimento da camada de torta (HAO et al., 2013; HERRERA-ROBLEDO; NOYOLA, 2015). De fato, o ferro e o alumínio não tiveram sua remoção completa

pelas etapas de limpeza aplicadas, indicando um possível papel destes elementos nos processos de *fouling* irreversível.

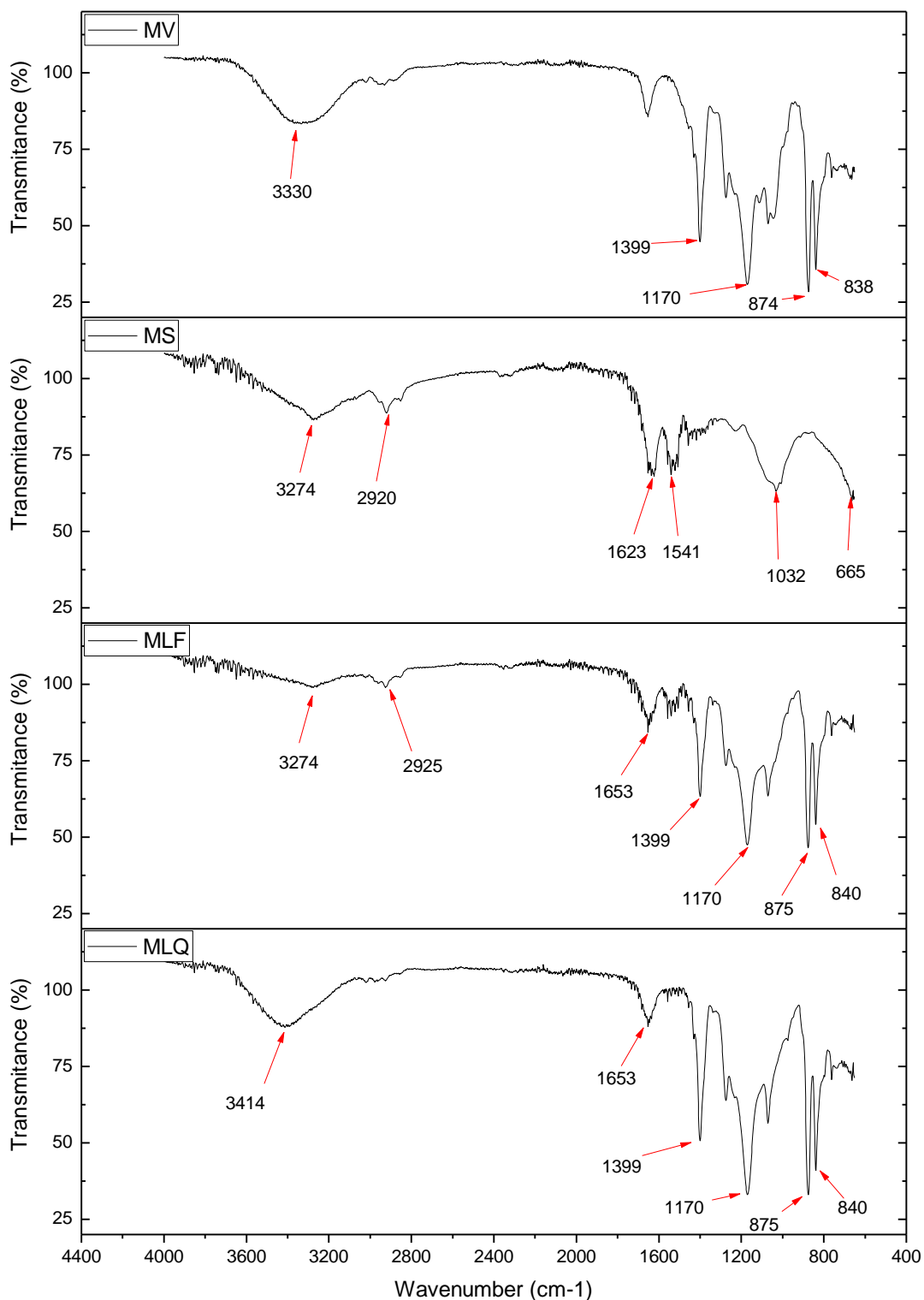
Por sua vez, o cálcio, cobre, magnésio, cloro e sódio foram completamente removidos na etapa de limpeza física com água, indicando seu acúmulo limitado a camada de torta.

Foi observado ainda o reaparecimento da presença cloro e sódio após o processo de limpeza química das membranas, em percentuais de massa importantes ($2,35 \pm 0,09\%$ e $1,53 \pm 0,12\%$, respectivamente). Este resultado deve-se ao fato de a última etapa da limpeza química ter sido realizada com hipoclorito de sódio, observando-se assim uma concentração residual nas membranas.

7.3.5 Caracterização da superfície das membranas por FT-IR

A Figura 7.9 apresenta os espectros obtidos através de FT-IR para caracterização das superfícies das membranas nova – MV, após o uso contínuo no reator AnMBR – MS, após processo de limpeza física com água destilada – MLF e após processo de limpeza química – MLQ.

Figura 7.9 – Espectros de FT-IR das superfícies das membranas.



Destaca-se no espectro da membrana virgem (MV) a presença de picos fortes e estreitos na comprimentos de onda 1399 cm^{-1} e 1170 cm^{-1} , regiões associadas ao estiramento C-F presentes em compostos organofluorados. Destaca-se ainda os picos em 874 cm^{-1} e em 838 cm^{-1} , característicos do PVDF e um pico médio e largo centrado em 3330 cm^{-1} .

Quando analisada a amostra de membrana após o uso no reator AnMBR, ou seja, com a camada de *fouling* sobreposta a membrana, observam-se diversas alterações no espectro. Ocorreu a atenuação dos picos notados na membrana virgem e o surgimento de picos ao redor dos comprimentos de onda 1653 cm^{-1} a 1623 cm^{-1} e 1558 cm^{-1} a 1507 cm^{-1} , regiões associadas a presença de proteínas atribuídas ao alongamento C=O e do dobramento N-H das amidas I e amidas II, respectivamente (KUMAR et al., 2019; SCHMITT; FLEMMING, 1998). Nota-se ainda o aparecimento de picos na região do comprimento de onda 2920 cm^{-1} , indicativo da presença de ácidos graxos (SCHMITT; FLEMMING, 1998). Também foi verificado o afinamento e deslocamento do pico da região de 3330 cm^{-1} para o comprimento de onda de 3274 cm^{-1} , região associada ao estiramento das ligações O-H associada a ocorrência de EPS (KIELAK et al., 2017). Também é possível se observar um pequeno pico na região de 1032 cm^{-1} , relacionado à presença de polissacarídeos (KUMAR et al., 2019; WANG, Zhiwei et al., 2008), bem como em torno de 665 cm^{-1} .

Os resultados obtidos após a limpeza física (MLF) e química (MLQ) das membranas mostram uma atenuação gradativa dos principais picos observados na membrana suja (MS) nas regiões dos comprimentos de onda 3274 cm^{-1} , 2920 cm^{-1} , 1653 cm^{-1} e 1539 cm^{-1} e o reaparecimento dos picos marcados na membrana virgem, na região dos comprimentos de onda 1399 cm^{-1} , 1170 cm^{-1} , 874 cm^{-1} e em 838 cm^{-1} .

A membrana após a limpeza química apresentou espectro muito similar ao da membrana virgem, indicando uma limpeza eficiente da membrana. Uma parcela importante da limpeza foi obtida somente com a limpeza com água (MLF), sendo que os principais picos associados à membrana usada que foram removidos somente na limpeza química foram na região de 2920 cm^{-1} e de 1558 cm^{-1} a 1507 cm^{-1} , associadas a ácidos graxos e proteínas (KUMAR et al., 2019; SCHMITT; FLEMMING, 1998).

7.4 CONCLUSÕES

A presença de compostos como proteínas, ácidos graxos, EPS e polissacarídeos apontada pelos resultados do FT-IR da membrana usada no reator AnMBR indicam um papel importante de biopolímeros no processo de formação do

fouling nas membranas. Foram identificados ainda a presença de compostos inorgânicos tais como ferro, alumínio, cálcio e silício, entre outros, que, associados aos biopolímeros contribuíram para o espessamento e enrijecimento da camada de torta, formando uma complexa estrutura heterogênea.

A camada de torta contribuiu com 80,1% da resistência a filtração nos testes realizados, evidenciando a importância de processos de limpeza física eficientes e bem ajustados visando retardar ao máximo o crescimento dessa camada e manter a capacidade de filtração do sistema.

Além disso, foi evidenciada através de EDS a presença de ferro e alumínio nas membranas mesmo após a realização de todos os processos de limpeza. Da mesma forma, os espectros de FT-IR também mostraram picos relacionados a presença residual de proteínas após todas as limpezas. Estes resultados apontam para presença de estruturas biomineralizadas responsáveis pela formação do *fouling* irreversível, evidenciado pela recuperação de somente 78,3% do fluxo inicial dos ensaios de filtrabilidade após todos os processos de limpeza.

Dessa forma, é recomendável avaliar a aplicação de pré-tratamentos que possam limitar a quantidade de compostos inorgânicos no tratamento, visando minimizar a formação do *fouling* irreversível.

7.5 RECONHECIMENTOS

À FAPES e ArcelorMittal pelo financiamento da pesquisa.

À CESAN e Vila Velha Ambiental pela sessão do espaço e apoio às operações.

Ao Laboratório de Ultraestrutura Celular Carlos Alberto Redins (LUCCAR) da UFES (Edital MCT/FINEP/CT- INFRA – PROINFRA 01/2006) pela realização das análises de MEV/EDS.

Ao Laboratório Multiusuário de Instrumentação LabMInst (LabPetro – UFES) pela realização das análises de espectroscopia FT-IR (termo de Cooperação nº 0050.0022844.06.4).

7.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELRASOUL, Amira; DOAN, Huu. Ultrasound for Membrane Fouling Control in Wastewater Treatment and Protein Purification Downstream Processing Applications. **Adv. Membr. Technol.** [S.l.]: IntechOpen, 2020. . Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.89524>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

AN, Y. et al. Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, n. 3, p. 709–715, 2009.

ASLAM, Muhammad et al. Novel staged anaerobic fluidized bed ceramic membrane bioreactor: Energy reduction, fouling control and microbial characterization. **Journal of Membrane Science**, v. 553, p. 200–208, 1 maio 2018. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/memsci>. Acesso em: 6 out. 2021.

CALDERÓN, K. et al. Analysis of microbial communities developed on the fouling layers of a membrane-coupled anaerobic bioreactor applied to wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4618–4627, 2011.

DENG, L. et al. Membrane fouling reduction and improvement of sludge characteristics by bioflocculant addition in submerged membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 156, p. 450–458, 2015.

FERRER, J. et al. Design methodology for submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBR): A case study. **Separation and Purification Technology**, v. 141, p. 378–386, 2015.

HAO, Yan et al. Effect of metal ions on the protein fouling of hollow-fiber ultrafiltration membranes. **Separation and Purification Technology**, v. 111, p. 137–144, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.03.037>>.

HERRERA-ROBLEDO, M.; NOYOLA, A. The evolution of pore-blocking during the ultrafiltration of anaerobic effluent-like mixtures. **Separation and Purification Technology**, v. 147, p. 172–178, 2015.

KIELAK, Anna M. et al. Characterization of novel Acidobacteria exopolysaccharides with potential industrial and ecological applications.

Scientific Reports, v. 7, n. January, p. 1–11, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/srep41193>>.

KUMAR, Suveen et al. Biofunctionalized Nanostructured Yttria Modified Non-Invasive Impedometric Biosensor for Efficient Detection of Oral Cancer. **Nanomaterials**, v. 9, n. 1190, 2019.

LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T.A.G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1–2, p. 17–53, 2006.

LE-CLECH, P; JEFFERSON, B; JUDD, S.J. Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 218, n. 1–2, p. 117–129, 2003.

LIAO, B.Q.; KRAEMER, J.T.; BAGLEY, D.M. Anaerobic membrane bioreactors: Applications and research directions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 36, n. 6, p. 489–530, 2006.

MALAEB, Lilian et al. Do biological-based strategies hold promise to biofouling control in MBRs? **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5447–5463, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.033>>.

MEHMOOD, Ch Tahir et al. Photocatalytic quorum quenching: A new antifouling and in-situ membrane cleaning strategy for an external membrane bioreactor coupled to UASB. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, p. 105470, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105470>>. Acesso em: 2 set. 2021.

RAGIO, Rodrigo Almeria et al. Pre-coagulation assisted ultrafiltration membrane process for anaerobic effluent. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104066>>. Acesso em: 4 out. 2021.

ROBLES, A. et al. Sub-critical filtration conditions of commercial hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system: The effect of gas sparging intensity. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 247–254, 2012.

SCHMITT, J.; FLEMMING, H.C. FTIR-spectroscopy in microbial and material analysis. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 41, n. 1, p. 1–

11, 1998.

VINARDELL, Sergi et al. Anaerobic membrane bioreactor performance at different wastewater pre-concentration factors: An experimental and economic study. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141625>>. Acesso em: 2 set. 2021.

WANG, Li et al. Integrated aerobic granular sludge and membrane process for enabling municipal wastewater treatment and reuse water production. **Chemical Engineering Journal**, v. 337, p. 300–311, 1 abr. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894717322003>>. Acesso em: 6 abr. 2018.

WANG, Zhiwei et al. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub-critical flux operation : Membrane foulant and gel layer characterization. **Journal of Membrane Science**, v. 325, p. 238–244, 2008.

YU, Qilin; ZHANG, Yaobin. Fouling-resistant biofilter of an anaerobic electrochemical membrane reactor. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-019-12838-7>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

YU, Zhiyong et al. Characteristics of extracellular polymeric substances and bacterial communities in an anaerobic membrane bioreactor coupled with online ultrasound equipment. **Bioresource Technology**, v. 117, p. 333–340, 1 ago. 2012.

ZHANG, Shuo et al. Understanding the mechanism of membrane fouling suppression in electro-anaerobic membrane bioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 418, p. 129384, 15 ago. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129384>>. Acesso em: 2 set. 2021.

ZHEN, Guangyin et al. Enhanced co-digestion of sewage sludge and food waste using novel electrochemical anaerobic membrane bioreactor (EC-AnMBR). **Bioresource Technology**, v. 377, n. January, 2023.

8 ARTIGO 3 - ANÁLISE DA COMUNIDADE MICROBIANA DO LICOR MISTO E DA CAMADA DE *FOULING* EM REATOR AnMBR TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO REAL

RESUMO

A comunidade microbiana exerce papel fundamental nos processos de tratamento biológico de efluentes, sendo que em reatores com membranas estão associadas também ao processo de formação do *fouling* (formação de depósitos), principal desafio deste tipo de tecnologias de tratamento. O presente trabalho tem como objetivo caracterizar a microbiota presente no reator anaeróbio com membranas (AnMBR) e identificar os grupos de microrganismos associados à formação do *fouling*, permitindo assim que venham a ser traçadas estratégias para controle mais eficiente da formação de depósitos sobre as membranas. Os resultados apresentados apontam para a presença de um núcleo de microrganismos formados pelas classes Deltaproteobacteria, Clostridia, Bacteroidia e Epsilonproteobacteria que, conjuntamente, correspondem à 51,94% dos microrganismos identificados no licor do reator AnMBR, sendo observada grande similaridade entre a comunidade microbiana do licor misto e da camada de bio*fouling* sobre a membrana. Foram identificados 15 gêneros de microrganismos presentes exclusivamente aderidos à membrana, um indicativo do papel importante de alguns microrganismos específicos nos processos de formação de *fouling*, com destaque ao gênero *Pseudomonas* que apresentou 32,4% dos microrganismos da amostra aderidas à membrana.

Palavras-chave: AnMBR, *fouling*, comunidade microbiana.

8.1 INTRODUÇÃO

Reatores anaeróbios com membranas (AnMBR) representam uma tecnologia promissora para o tratamento de efluentes sanitários ao proporcionarem eficiente remoção de matéria orgânica com recuperação de energia através da produção biogás (ANJUM et al., 2021; ASLAM, Alia; KHAN; SHAHZAD, 2022; KONG; LI; et al., 2021; ROBLES, Ángel et al., 2020). Entretanto, um dos principais desafios deste tipo de tratamento é o processo de formação de *fouling* nas membranas, que contribui para a redução paulatina da capacidade de

filtração do sistema e cujos mecanismos de controle representam a maior parcela do gasto energético e do consumo de produtos químicos deste tipo de reatores (LEI; WANG; et al., 2021; LIU, Ziwei et al., 2020; VINCENT; TONG; et al., 2018).

Nesse sentido, a análise da comunidade microbiana presente na camada de *fouling* vem ganhando cada vez mais importância no âmbito de estudos visando a otimização de reatores anaeróbios com membranas (AnMBR). Essa abordagem pode contribuir para o desenvolvimento de estratégias de controle visando uma maior eficiência no tratamento, maior produtividade de biogás e a mitigação dos processos de formação de *fouling*.

Estudos apontam que grupos específicos de microrganismos possuem papel essencial no processo de formação do *fouling*, de modo que o desenvolvimento de estratégias voltadas especificamente para estes grupos de microrganismos mostram-se como caminhos importantes no controle do *fouling* (CALDERÓN et al., 2011). Algumas alternativas de mecanismos de controle do *fouling* vem sendo estudadas a partir do conhecimento aprofundado dos microrganismos associados a esse processo, tais como o uso de bacteriófagos com objetivo de atacar especificamente os microrganismos associados ao *fouling* (AYDIN et al., 2022), “*quorum quenching*” (IQBAL et al., 2018), ruptura enzimática e hidrólise da parede celular (MALAEB et al., 2013).

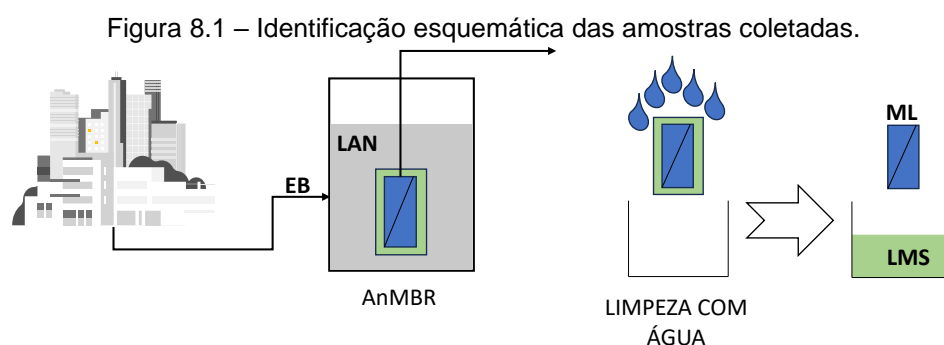
O presente estudo tem como objetivo caracterizar a microbiota presente no reator anaeróbio e identificar os grupos de microrganismos associados à formação do *fouling*, permitindo assim que venham a ser traçadas estratégias para controle mais eficiente da formação de depósitos sobre as membranas.

8.2 METODOLOGIA

8.2.1 Arranjo experimental e amostragem

Para desenvolvimento do experimento foi empregado um reator AnMBR em escala piloto com volume útil de 40L instalado com 1,645m² de membranas de PVDF com poros de 0,03 a 0,04µm tratando efluente doméstico de parte do município de Vila Velha (ES/Brasil). No momento da realização do experimento o reator encontrava-se em operação permanente há 1 ano.

Para coleta das amostras analisadas, o reator AnMBR teve sua operação temporariamente interrompida, permitindo a abertura do tanque para acesso ao licor misto e às membranas. Após mistura manual do licor misto, cerca de 1L de amostra do licor misto foi coletada (LAN). Para coleta das amostras da camada de biofilme das membranas, três módulos de membrana foram removidos e substituídos por novos módulos. A camada de biofilme foi então removida fisicamente com auxílio de 546ml de água destilada (LMS). A membrana restante após o processo de remoção física da camada de biofilme foi utilizada novamente para investigação dos microrganismos aderidos à membrana, sendo também utilizada para o processo de extração de DNA (ML). Além das amostras relacionadas ao reator AnMBR, foi coletada também uma amostra do esgoto bruto afluente ao reator (EB). A Figura 8.1 apresenta uma ilustração esquemática dos pontos de coleta das amostras.



Todas as amostras obtidas foram armazenadas em caixa térmica com gelo e imediatamente transportadas para o laboratório para realização da extração do DNA utilizando-se o kit DNeasy Powersoil Pro (QIAGEN, EUA), tendo sido seguido o procedimento indicado pelo fabricante. Após o processo de extração, as amostras de DNA foram congeladas a -20°C e armazenadas para o sequenciamento, conforme indicado a seguir.

8.2.2 Sequenciamento genético

O gene 16SrRNA foi amplificado na região variável V3-V4 utilizando os primers universais 341F 5' -CCTACGGGRRSGCAGCAG-3' (WANG, Yong; QIAN, 2009) e 806R 5' -GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3' (CAPORASO et al., 2010). Os produtos de PCR foram sequenciados com o Kit de Sequenciamento 2x300 em um Illumina MiSeq.

Os arquivos Fastq foram desmultiplexados com o software MiSeq de acordo com seu índice e analisados usando QIIME 2, versão 2 (2019.10) (BOLYEN et al., 2019), no VirtualBox (versão 6.1.10). As leituras de sequenciamento foram filtradas, ruídos de fundo retirados, mescladas e as quimeras foram removidas usando DADA2 (CALLAHAN et al., 2016) para controle de qualidade.

Posteriormente, as leituras foram classificadas taxonomicamente usando o banco de dados Greengenes 13_8 (DESANTIS et al., 2006) e as características relacionadas a mitocôndrias ou cloroplastos foram removidas. Para análises filogenéticas foi utilizado a ferramenta “*align-to-tree-mafft-fast*” do plugin “Q2-*phylogeny*”.

As análises de diversidade alfa (α) foram realizadas para avaliar a complexidade da diversidade microbiana para cada amostra, incluindo Unidade Taxonômicas Operacionais (OTU) observadas para medir a riqueza de espécies observada e índice de Shannon para identificar a diversidade da comunidade.

Embora este trabalho não contenha réplicas, uma análise de diversidade beta (β) também foi conduzida, através de uma Análise de Componentes Principais (PCoA) usando a abundância de gêneros, com matrizes de diversidade beta Bray-Curtis para avaliar as diferenças na composição microbiana entre as diferentes amostras avaliadas. Todos os índices de diversidade alfa e a análise de diversidade beta foram realizados usando o software QIIME 2 (2019.10).

8.3 RESULTADOS

8.3.1 Diversidade da comunidade microbiana

A diversidade microbiana refere-se à variedade de diferentes grupos microbianos presentes no sistema. As amostras de esgoto bruto (EB), licor misto do AnMBR (LAN) e da camada de *fouling* da membrana (LMS) apresentaram resultados semelhantes para a diversidade, com índices de Shannon de 7,9 (EB), 8,1 (LAN) e 7,5 (LMS) indicando uma grande diversidade microbiológica das amostras.

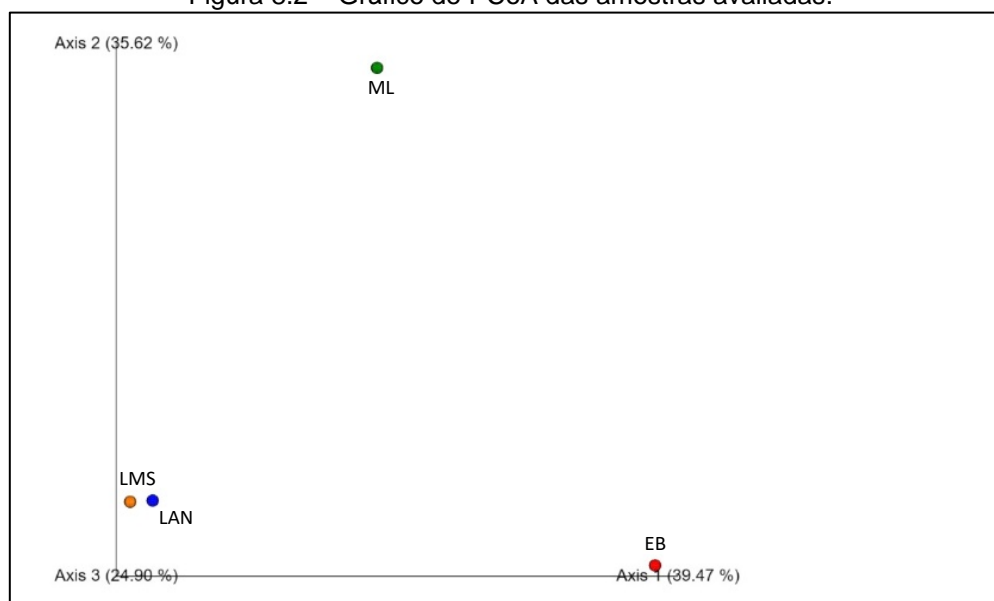
A diversidade microbiana é um fator muito positivo para o tratamento de esgoto, uma vez que este se dá através de complexa interação entre essas diferentes

espécies, cada uma com sua função metabólica envolvida no processo de tratamento.

Por outro lado, a amostra retirada da membrana sem a camada superficial de *fouling* (ML) obteve uma diversidade um pouco inferior às demais amostras, com índice de Shannon de 6,1. Este resultado era esperado, uma vez que os microrganismos presentes nessa amostra se limitam àqueles que permaneceram aderidos à membrana, mesmo após o processo de limpeza física.

A Figura 8.2 apresenta o gráfico de análise de componentes principais (PCoA) das amostras avaliadas, no qual pode-se identificar o comportamento estrutural em termos de abundância relativa da comunidade microbiana entre as amostras do licor misto do reator AnMBR (LAN) e a amostra do lodo acumulado sobre a membrana (LMS).

Figura 8.2 – Gráfico de PCoA das amostras avaliadas.



Observa-se a existência de grande diferença em termos de abundância realtiva da comunidade microbiana das amostras LMS e LAN em relação à amostra do esgoto bruto (EB) e à amostra da membrana lavada (ML).

É importante notar que há grande diferenciação entre a camada de depósito acumulada sobre as membranas e facilmente removida fisicamente com água (LMS) e a camada de depósito aderida às membranas (ML). Este resultado

aponta para a uma diferenciação entre a comunidade microbiana responsável pelo *fouling* reversível e a comunidade responsável pelo *fouling* irreversível.

8.3.2 Comunidade microbiana

A partir da análise taxonômica dos grupos microbianos presentes nas amostras avaliadas neste estudo pode-se notar a presença predominante de bactérias (89,1 a 99,9%) em relação às arqueas (0,1 a 10,9%). Destaca-se a maior presença de arqueas na amostra da camada de *fouling* (LMS – 10,94%) do que na amostra do licor misto do reator AnMBR (LAN – 6,87%). Estudos realizados em reatores AnMBR apontam para uma preferência das arqueas pelo crescimento aderido à biofilmes em relação ao crescimento disperso no licor devido sua taxa de crescimento inferior ao das bactérias, tornando o crescimento aderido mais vantajoso na disputa por substrato (LEE, Minjoo et al., 2023).

A abundância de cada microrganismo presente nas amostras a nível taxonômico de filo e classe são apresentadas na Figura 8.3 e Figura 8.4, respectivamente.

Figura 8.3 – Abundância relativa de microrganismos em nível de filo.

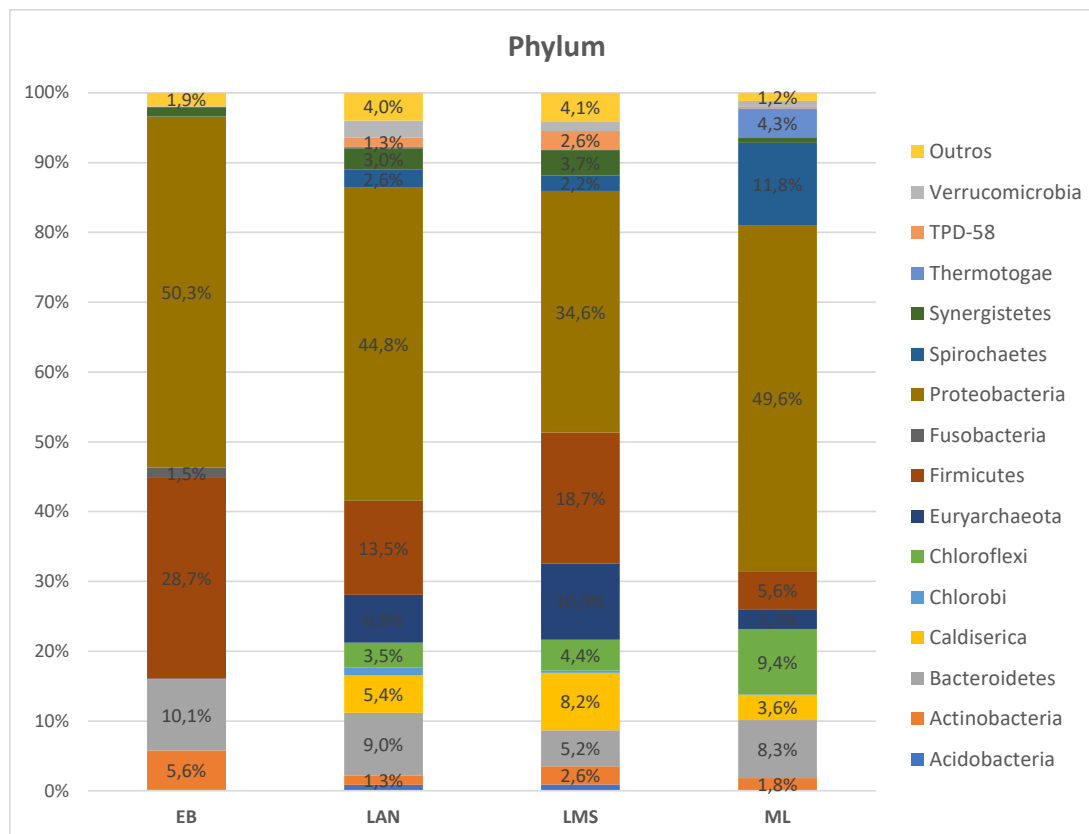


Figura 8.4 – Abundância relativa de microrganismos em nível de classe.



O filo Proteobacteria (Figura 8.3) foi o mais abundante em todas as amostras avaliadas, tendo sua menor abundância observada na amostra LMS (34,6%) e sua maior abundância na amostra EB (50,3%). A predominância do filo Proteobacteria é recorrente em diversos estudos com reatores AnMBR (JUNTAWANG; RONGSAYAMANONT; KHAN, 2017; VINCENT; WEI; et al., 2018; WU et al., 2017).

Dentre as classes de microrganismos pertencentes a este filo, destaca-se a forte presença da Deltaproteobacteria nas amostras LAN (25,38%) e LMS (26,33%), tendo sido detectada em menor abundância nas amostras ML (10,25%) e EB (1,99%).

O filo Firmicutes foi o de segunda maior abundância nas amostras EB (28,7%), LMS (18,7%) e LAN (13,5%), sendo somente o de quinta maior abundância na amostra ML (5,6%).

Assim como retratado na Figura 8.2, nota-se na grande semelhança na distribuição dos filios entre as amostras LAN e LMS, em que os filios Proteobacteria, Firmicutes, Bacteroidetes, Eurychaeota e Caldiserica se apresentam entre os de maior abundância, todos com valores superiores a 5% em ambas as amostras.

Destaca-se ainda a presença em grande percentual dos filos Spirochaetes (11,8%) e Chloroflexi (9,4%) na amostra ML, destacando-se como os de segunda e terceira maior abundância, respectivamente. Estes filos, totalmente ausentes na amostra de esgoto bruto (EB) aparecem nas amostras LAN e LMS com abundância muito menores (Spirochaetes: LAN 2,6% e LMS 2,2% / Chloroflexi: LAN 3,5% e LMS 4,4%).

8.3.2.1 Comunidade microbiana no reator AnMBR

A comunidade microbiana no reator AnMBR foi avaliada a partir da amostra de licor misto do reator (LAN), cuja distribuição dos microrganismos é apresentada na Tabela 8.1. Os microrganismos de maior abundância a nível taxonômico de gênero são apresentados na Figura 8.5.

Figura 8.5 – Principais gêneros identificados na amostra LAN.

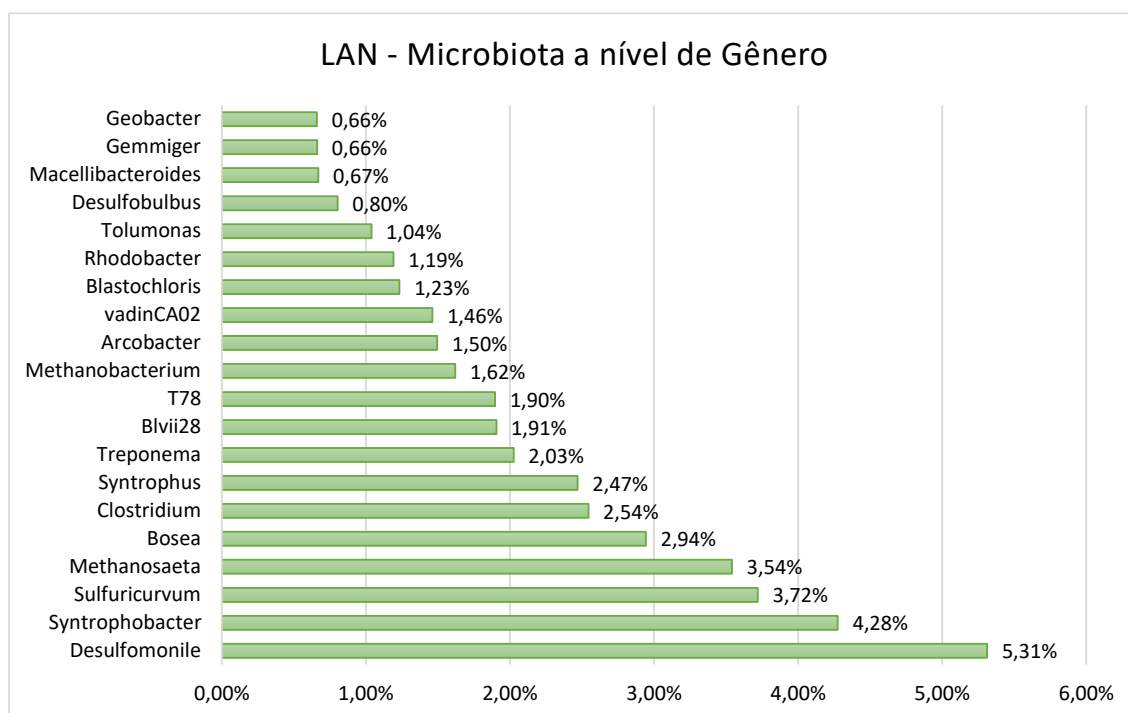


Tabela 8.1 – Microrganismos identificados presentes na amostra LAN.

Filo	Classe	Gênero	LAN
Actinobacteria	Actinobacteria	Bifidobacterium	0,14%
		Leucobacter	0,37%
Bacteroidetes	Bacteroidia	Bacteroides	0,32%
		Blvii28	1,91%
		Macellibacteroides	0,67%
		Paludibacter	0,37%
Chlorobi	Chlorobia	Chlorobaculum	0,54%
Chloroflexi	Anaerolineae	Longilinea	0,43%
		SHD-231	0,51%
		T78	1,90%
		WCHB1-05	0,52%
Euryarchaeota	Methanobacteria	Methanobacterium	1,62%
		Methanobrevibacter	0,52%
	Methanomicrobia	Methanolinea	0,25%
		Methanosaeta	3,54%
		Methanospirillum	0,54%
Firmicutes	Bacilli	Bacillus	0,14%
		Streptococcus	0,20%
		Turicibacter	0,36%
	Clostridia	Clostridium	2,54%
		Faecalibacterium	0,11%
		Gemmiger	0,66%
		Pseudoramibacter_Eubacterium	0,22%
		Ruminococcus	0,20%
		Sarcina	0,15%
		SMB53	0,15%
Tissierella_Soehngenia	0,29%		
Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Blastochloris	1,23%
		Bosea	2,94%
		Hyphomicrobium	0,13%
		Methylosinus	0,21%
		Rhodobacter	1,19%
		Rhodoblastus	0,13%
	Betaproteobacteria	Dechloromonas	0,64%
		Microvirgula	0,12%
		Thiomonas	0,11%
	Deltaproteobacteria	Desulfobacca	0,17%
		Desulfobulbus	0,80%
		Desulfococcus	0,56%
		Desulfomicrobium	0,60%
		Desulfomonile	5,31%
Desulforegula		0,18%	
Desulfovibrio		0,54%	
Geobacter		0,66%	
Syntrophobacter		4,28%	
Syntrophus		2,47%	
Epsilonproteobacteria		Arcobacter	1,50%
	Sulfuricurvum	3,72%	
	Sulfurospirillum	0,62%	
	Aeromonas	0,29%	
	Allochroamium	0,38%	
Gammaproteobacteria	Methylosarcina	0,14%	
	Pseudomonas	0,11%	
	Thiocystis	0,56%	
	Tolomonas	1,04%	
Spirochaetes	[Leptospirae]	SJA-88	0,17%
	Spirochaetes	Treponema	2,03%
Synergistetes	Synergistia	Aminiphilus	0,34%
		E6	0,34%
		HA73	0,25%
		PD-UASB-13	0,49%
		vadinCA02	1,46%
Thermotogae	Thermotogae	Fervidobacterium	0,20%

A classe de microrganismos de maior abundância na amostra do licor misto do AnMBR foi a Deltaproteobacteria, correspondendo a 25,4% dos microrganismos. Os principais gêneros desta classe identificados no reator foram Desulfonamile (5,31%), Syntrophobacter (4,28%) e Syntrophus (2,47%).

Os microrganismos do gênero Desulfomonile atuam no processo de redução do sulfato, sendo sua presença muito comum em reatores anaeróbios. Outros gêneros observados em menor abundância também apresentam a mesma função bioquímica, sendo classificados como bactérias redutoras de sulfato (BRS), como por exemplo Desulfobulbus (0,80%), Desulfococcus (0,56%), Desulfomicrobium (0,60%) e Desulfovibrio (0,54%) (KONG et al., 2022; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Também pertencente à classe Deltaproteobacteria, o gênero Syntrophobacter e Syntrophus pertencem ao grupo de bactérias sintróficas, sendo associados, respectivamente à degradação de propionato e de ácidos graxos de cadeia longa, estando ambas em relação sintrófica com arqueas hidrogenotróficas (GAIO et al., 2023; KONG et al., 2022).

Segunda em termos de abundância na amostra LAN, a classe Clostridia apresentou abundância de 12,8%. Entretanto, a maior parte dos microrganismos desta classe não teve seu gênero identificado, sendo o gênero Clostridium (2,54%) o de maior abundância entre os gêneros detectados. Estes microrganismos desempenham importante papel na hidrólise de proteínas e lipídeos (LEI; ZHI; et al., 2019)

Fechando o grupo das três classes de maior abundância, 7,02% dos microrganismos amostrados pertencem a classe Bacteroidia, sendo o gênero Blvii28 o com maior número de microrganismos identificados (1,91%). A classe Bacteroidia apresenta uma grande diversidade de microrganismos, tendo importante papel na fase acidogênica da digestão anaeróbia ao participar da hidrólise de polissacarídeos e proteínas, da fermentação de açúcares e da produção de ácidos graxos voláteis (NI, Jialing et al., 2022).

O gênero Sulfuricurvum (3,72%) é o principal microrganismo identificado pertencente à classe Epsilonproteobacteria (6,80%), correspondendo a microrganismos anaeróbios facultativos, quimioautotróficos, associados à

oxidação de formas reduzidas de enxofre, tais como sulfeto, enxofre elementar e tiosulfato (KODAMA; WATANABE, 2004).

Conjuntamente, as classes Deltaproteobacteria, Clostridia, Bacteroidia e Epsilonproteobacteria correspondem à 51,94% dos microrganismos identificados no licor do reator AnMBR, compondo assim o núcleo principal de microrganismos, abrangendo diversas funções bioquímicas no processo de tratamento.

Complementarmente, os microrganismos do gênero *Methanosaeta* corresponde a arquea de maior abundância, sendo o único gênero identificado associado à via metanogênica acetoclástica. Outros grupos de arqueas metanogênicas foram encontrados em menores proporções no licor misto, tais como *Methanobacterium* (1,62%), *Methanobrevibacter* (0,52%), *Methanospirillum* (0,54%) e *Methanolinea* (0,25%), todas metanogênicas hidrogenotróficas.

Dessa forma, a via metanogênica acetoclástica é representada por 51,53% das arqueas no licor do reator AnMBR, enquanto a via metanogênica hidrogenotróficas corresponde à 42,61% das arqueas presentes na amostra, notando-se um certo equilíbrio entre as duas principais vias metanogênicas.

8.3.2.2 *Comunidade microbiana associada ao fouling*

Para análise da comunidade microbiana associada a formação do *fouling* nas membranas foram avaliadas duas amostras: A amostra LMS, referente a camada de biofilme formada sobre a membrana ao longo da operação do reator AnMBR, e a amostra ML, que corresponde à membrana após o processo de extração do biofilme com água destilada. Os gêneros identificados com maior abundância nas amostras LMS e ML são apresentadas na Figura 8.6 e na Figura 8.7, respectivamente.

Figura 8.6 – Principais gêneros identificados na amostra LMS.

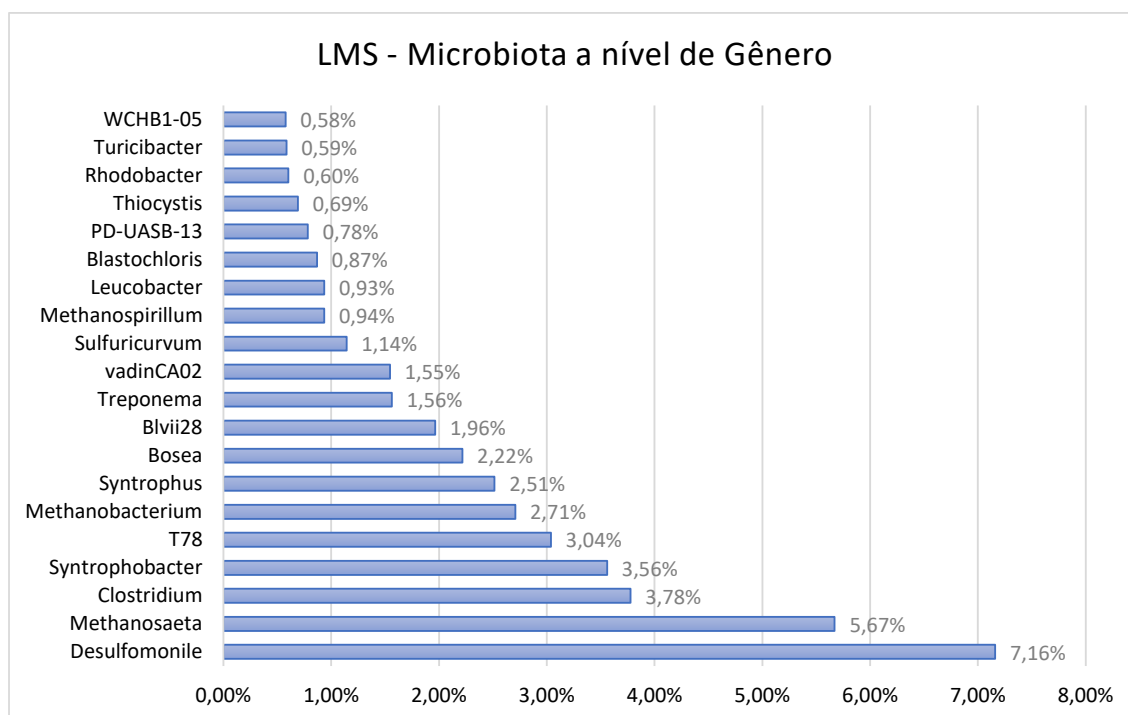
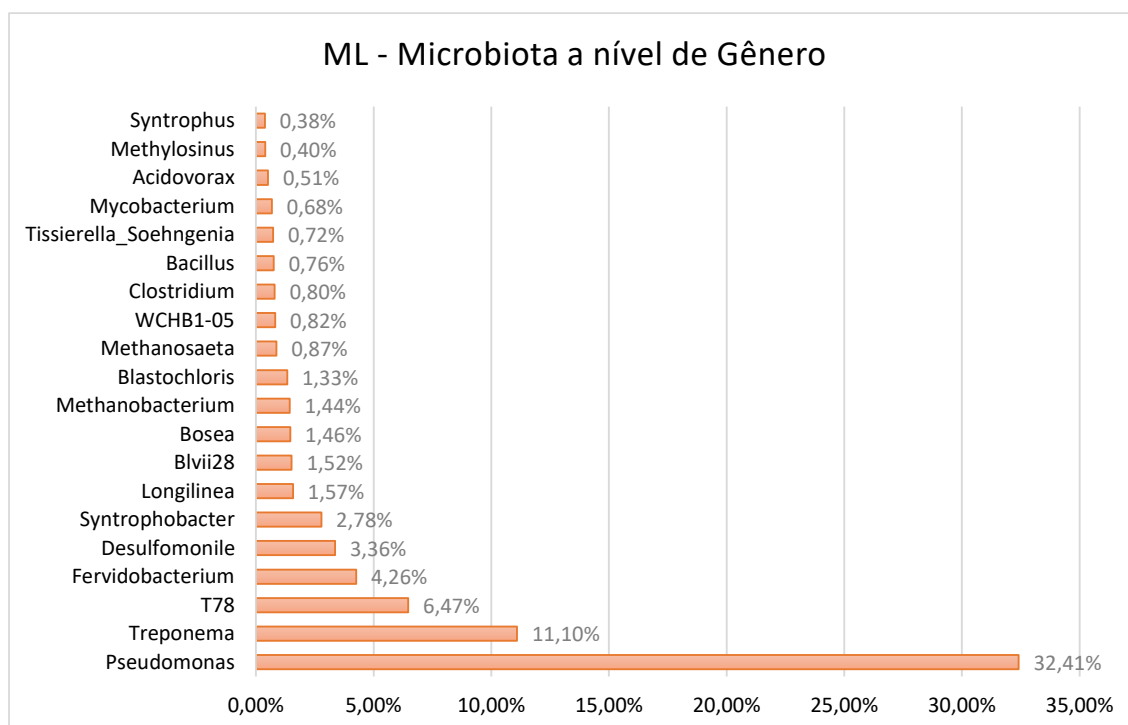


Figura 8.7 – Principais gêneros identificados na amostra ML.



Nota-se, de imediato, uma grande diferenciação quanto aos gêneros de maior abundância nas duas amostras, não havendo nenhum gênero em comum entre os 4 de maior abundância em cada uma das amostras.

Destaca-se a forte presença de *Pseudomonas* (32,41%) na amostra ML, indicando sua capacidade de permanecer aderido à membrana mesmo após o processo de remoção da camada de *fouling* sobreposta à membrana com água. As *Pseudomonas* são bactérias anaeróbias facultativas, pertencentes à classe Gammaproteobacteria, que, por sua vez, é associada ao desempenho de papel importante na formação da camada de *fouling* nas membranas (WATANABE et al., 2016; YU, Tong et al., 2018).

Outro grupo de importante presença na ML é o gênero *Treponema* (11,10%), pertencente a classe Spirochaetes, e frequentemente associado a espécies homoacetogênicas, capazes de transformar CO₂ e H₂ em ácido acético e desenvolvendo importante relação de sinergia com microrganismos metanogênicos acetoclásticos (JI et al., 2020; KANNAN; EVANS; PARAMESWARAN, 2020; SOHN; GUO; NGO; DENG; CHENG, 2021), tendo sido também associados ao processo de formação de *fouling* (ZHANG, Shaoqing et al., 2018).

Outros gêneros com abundância superior a 2% na amostra ML são, T78 (6,47%) e *Fervidobacterium* (4,26%), *Desulfonamile* (3,36%) e *Syntrophobacter* (2,78%).

Os microrganismos do gênero T78, pertencentes ao filo Chloroflexi, são associados à oxidação sintrófica de acetado, convertendo acetato para CO₂/H₂ e atuando em conjunto com arqueas metanogênicas hidrogenotróficas (GAO, Feng et al., 2021; ZHANG, Xingxing et al., 2022).

A Tabela 8.2 apresenta os gêneros que foram observados na amostra ML, porém não estão presentes na amostra LMS, e, em alguns casos marcados abaixo, ausentes também da amostra LAN.

Tabela 8.2 – Gêneros presentes na amostra ML e ausentes na amostra LMS.

Gênero	ML	Gênero	ML
Pseudomonas	32,41%	Candidatus Protochlamydia*	0,03%
Acidovorax*	0,51%	Rhodococcus*	0,03%
Aquabacterium*	0,31%	Thiothrix*	0,03%
Aeromonas	0,19%	Rheinheimera*	0,03%
W22	0,18%	Chelatococcus*	0,03%
Gordonia	0,10%	Sphingopyxis*	0,03%
Flavobacterium*	0,09%	Stenotrophomonas*	0,02%
Roseomonas	0,07%	Ancylobacter*	0,02%
Kaistia*	0,06%	Reyranela*	0,02%
Hyphomicrobium	0,05%	Herbaspirillum*	0,01%
Balneimonas*	0,04%		

* Gêneros ausentes também na amostra LAN.

Destaca-se, mais uma vez, o gênero *Pseudomonas*, que apesar de representar 32,4% dos microrganismos aderidos a membrana, não pôde ser identificado na amostra da camada de *fouling* formada na membrana, um forte indicativo de que esse grupo pode desempenhar um papel relevante nos processos de bloqueio dos poros e formação do *fouling* irreversível.

Em conjunto, todos os demais gêneros detectados somente na amostra ML representam apenas 1,92% dos microrganismos na amostra. No entanto, mesmo os microrganismos de baixa abundância podem desempenhar importantes papéis ecológicos e na formação do *fouling* (ZHANG, Shaoqing et al., 2018).

Estudos apontam a relação de microrganismos do gênero *Acidovorax* com a produção de EPS e SMP, e com redução do flux de filtração em processos com membranas devido a formação de *fouling* associada a estes microrganismos (FENG et al., 2022; MIAO et al., 2017; YU, Tong et al., 2018).

Da mesma forma, o gênero *Aquabacterium* também foi associado à secreção de EPS sobre membranas, sobretudo de polissacarídeos (GAO, Da-wen et al., 2013), podendo também contribuir para o *fouling*.

Na amostra LMS os gêneros de maior abundância são *Desulfomonile* (7,16%), *Methanosaeta* (5,67%), *Clostridium* (3,78%) e *Syntrophobacter* (3,56%). Mais uma vez, pode-se observar semelhança na composição dos microrganismos nas amostras LAN e LMS, que compartilham 16 dos 20 gêneros de maior abundância em cada amostra.

Resultado similar foi obtido por (CHENG et al., 2019) que ao analisar 13 reatores AnMBR identificou que em todos os reatores o núcleo de microrganismos observado na camada de torta das membranas encontrava-se também no núcleo de microrganismos do licor misto do reator.

Este resultado pode resultar num fator complicador para o uso de estratégias de controle biológico do *fouling*, uma vez que poderiam afetar o equilíbrio ecológico do reator.

8.4 CONCLUSÕES

A comunidade microbiana no reator AnMBR apresentou grande diversidade de microrganismos, destacando-se um núcleo de microrganismos formados pelas classes Deltaproteobacteria, Clostridia, Bacteroidia e Epsilonproteobacteria que abrangem diversas funções bioquímicas no processo de tratamento e, conjuntamente, correspondem à 51,94% dos microrganismos identificados no licor do reator AnMBR.

Adicionalmente, as arqueas identificadas no reator AnMBR correspondem a 6,87% dos microrganismos, fazendo também parte do núcleo de microrganismos, dadas seu importante papel. Foi observado um equilíbrio entre as vias metanogênicas acetoclástica e hidrogenotróficas, indicando a forte adaptabilidade do reator.

A grande similaridade entre a comunidade microbiana do licor misto e da camada de *biofouling* sobre a membrana podem representar uma maior dificuldade no desenvolvimento de estratégias de controle do *fouling* por via biológica.

Sem embargo, foram detectados 21 gêneros presentes na amostra coletada da membrana após remoção do biofilme (ML) que não estavam presentes na amostra do biofilme (LMS), sendo que 15 destes estão presentes exclusivamente aderidos à membrana. Esta diferenciação é um indicativo do papel importante de alguns microrganismos específicos nos processos de formação de *fouling*, com destaque ao gênero *Pseudomonas* que apresentou 32,4% dos microrganismos da amostra ML.

8.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANJUM, Fatima et al. Trends and progress in AnMBR for domestic wastewater treatment and their impacts on process efficiency and membrane fouling. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, 14 out. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101204>>. Acesso em: 17 dez. 2020.

ASLAM, Alia; KHAN, Sher Jamal; SHAHZAD, Hafiz Muhammad Aamir. Anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) for municipal wastewater treatment-potential benefits, constraints, and future perspectives: An updated review. **Science of the Total Environment**, v. 802, p. 149612, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149612>>. Acesso em: 2 set. 2021.

AYDIN, Sevcan et al. Bacteriophage cocktail as a promising bio-enhancer for methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactors. **Science of the Total Environment**, v. 832, n. March, 2022.

BOLYEN, Evan et al. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. **Nature Biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 852–857, 2019.

CALDERÓN, K. et al. Analysis of microbial communities developed on the fouling layers of a membrane-coupled anaerobic bioreactor applied to wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4618–4627, 2011.

CALLAHAN, Benjamin J. et al. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nature Methods**, v. 13, n. 7, p. 581–583, 2016.

CAPORASO, J Gregory et al. correspondence QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data Intensity normalization improves color calling in SOLiD sequencing. **Nature Publishing Group**, v. 7, n. 5, p. 335–336, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nmeth0510-335>>.

CHENG, Hong et al. Identification and characterization of core sludge and biofilm microbiota in anaerobic membrane bioreactors. **Environment International**, v. 133, p. 105165, 1 dez. 2019.

DESANTIS, T. Z. et al. Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene database and workbench compatible with ARB. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 7, p. 5069–5072, 2006.

FENG, Jianyong et al. Insight into biofouling mechanism in biofiltration-facilitated gravity-driven membrane (GDM) system : Beneficial effects of pre-deposited adsorbents. **Journal of Membrane Science**, v. 662, n. 100, 2022.

GAIO, Juliano et al. Seasonal characterization of the prokaryotic microbiota of full - scale anaerobic UASB reactors treating domestic sewage in southern Brazil. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 46, n. 1, p. 69–87, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00449-022-02814-9>>.

GAO, Da-wen et al. Bioresource Technology Membrane fouling related to microbial community and extracellular polymeric substances at different temperatures. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 172–177, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.127>>.

GAO, Feng et al. Mixotrophic cultivation of microalgae coupled with anaerobic hydrolysis for sustainable treatment of municipal wastewater in a hybrid system of anaerobic membrane bioreactor and membrane photobioreactor. **Bioresource Technology**, v. 337, p. 125457, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125457>>. Acesso em: 2 set. 2021.

IQBAL, Tahir et al. Effective quorum quenching bacteria dose for anti-fouling strategy in membrane bioreactors utilizing fixed-sheet media. **Journal of Membrane Science**, v. 562, n. March, p. 18–25, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2018.05.031>>.

Jl, Jiayuan et al. Application of two anaerobic membrane bioreactors with different pore size membranes for municipal wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140903, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140903>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

JUNTAWANG, Chaipon; RONGSAYAMANONT, Chaiwat; KHAN, Eakalak. Entrapped cells-based-anaerobic membrane bioreactor treating domestic wastewater: Performances, fouling, and bacterial community structure. **Chemosphere**, v. 187, p. 147–155, 1 nov. 2017.

KANNAN, A. D.; EVANS, P.; PARAMESWARAN, P. Long-term microbial community dynamics in a pilot-scale gas sparged anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater under seasonal variations.

Bioresource Technology, v. 310, p. 123425, 1 abr. 2020.

KODAMA, Yumiko; WATANABE, Kazuya. *Sulfuricurvum kujiense* gen. nov., sp. nov., a facultatively anaerobic, chemolithoautotrophic, sulfur-oxidizing bacterium isolated from an underground crude-oil storage cavity. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 54, p. 2297–2300, 2004.

KONG, Zhe et al. Evaluation of bio-energy recovery from the anaerobic treatment of municipal wastewater by a pilot-scale submerged anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) at ambient temperature. **Bioresource Technology**, v. 339, p. 125551, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125551>>. Acesso em: 2 set. 2021.

_____. Unveiling the characterization and development of prokaryotic community during the start-up and long-term operation of a pilot-scale anaerobic membrane bioreactor for the treatment of real municipal wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 813, 2022.

LEE, Minjoo et al. Metatranscriptional characterization of metabolic dynamics in anaerobic membrane bioreactor producing methane from low-strength wastewater. **Bioresource Technology**, v. 370, n. December 2022, p. 128532, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128532>>.

LEI, Zhen et al. Characterization of microbial evolution in high-solids methanogenic co-digestion of canned coffee processing wastewater and waste activated sludge by an anaerobic membrane bioreactor. **Journal of Cleaner Production**, v. 232, p. 1442–1451, 20 set. 2019.

_____. New insight into the membrane fouling of anaerobic membrane bioreactors treating sewage: Physicochemical and biological characterization of cake and gel layers. **Journal of Membrane Science**, v. 632, p. 119383, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2021.119383>>. Acesso em: 2 set. 2021.

LIU, Ziwei et al. Quantitative relationships for the impact of gas sparging conditions on membrane fouling in anaerobic membrane bioreactor. **Journal of Cleaner Production**, v. 276, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123139>>. Acesso em: 14 out. 2021.

MALAEB, Lilian et al. Do biological-based strategies hold promise to biofouling control in MBRs? **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5447–5463, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.033>>.

MIAO, Yu et al. Mechanisms of microbial community structure and biofouling shifts under multivalent cations stress in membrane bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 327, p. 89–96, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.028>>.

NI, Jialing et al. Microbial characteristics in anaerobic membrane bioreactor treating domestic sewage: Effects of HRT and process performance. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 111, p. 392–399, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.04.022>>. Acesso em: 2 set. 2021.

ROBLES, Ángel et al. Anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating urban wastewater in mild climates. **Bioresource Technology**, v. 314, 1 out. 2020.

SOHN, Weonjung et al. Powdered activated carbon addition for fouling control in anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 100721, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100721>>. Acesso em: 2 set. 2021.

VINCENT, N. M.; WEI, Y.; et al. Characterization and Dynamic Shift of Microbial Communities during Start-Up, Overloading and Steady-State in an Anaerobic Membrane Bioreactor. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 7, p. 1399, 2018.

VINCENT, N.M.; TONG, J.; et al. Membrane fouling characteristics of a side-stream tubular anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating domestic wastewater. **Processes**, v. 6, n. 5, 2018.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. 1. ed. London, UK: IWA Publishing, 2005.

WANG, Yong; QIAN, Pei Yuan. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PLoS ONE**, v. 4, n. 10, 2009.

WATANABE, R. et al. Efficient performance and the microbial community

changes of submerged anaerobic membrane bioreactor in treatment of sewage containing cellulose suspended solid at 25 °C. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 128–134, 2016.

WU, Bing et al. Single-stage versus two-stage anaerobic fluidized bed bioreactors in treating municipal wastewater: Performance, foulant characteristics, and microbial community. **Chemosphere**, v. 171, p. 158–167, 1 mar. 2017.

YU, Tong et al. Science of the Total Environment Different bacterial species and their extracellular polymeric substances (EPS) significantly affected reverse osmosis (RO) membrane fouling potentials in wastewater reclamation. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 486–493, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.286>>.

ZHANG, Shaoqing et al. Deciphering the core fouling-causing microbiota in a membrane bioreactor: Low abundance but important roles. **Chemosphere**, v. 195, p. 108–118, 2018.

ZHANG, Xingxing et al. Enhancing methane production in anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste by regulating organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 363, n. July, p. 127988, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127988>>.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reator AnMBR apresentou maior eficiência no tratamento de esgoto sanitário quando comparado com o reator UASB, apresentando como vantagem a barreira física proporcionada pela presença das membranas, favorecendo a retenção da biomassa, a remoção de sólidos suspensos e retenção de microrganismos.

Desta forma, os reatores AnMBR apresentam grande potencial para serem empregados em escala real. No entanto, ainda são necessários avanços no sentido de controle dos processos de formação do fouling, principal desafio desta tecnologia.

Foi identificado neste estudo que a maior parcela da resistência a filtração é gerada pela camada de torta, composta pela associação de biopolímeros e compostos inorgânicos formando uma complexa estrutura heterogênea. Nesse sentido, processos de limpeza física eficientes e bem ajustados são essenciais para retardar ao máximo o crescimento dessa camada e manter a capacidade de filtração do sistema.

A enorme abundância do gênero *Pseudomonas* na amostra dos microrganismos aderidos a membrana são um forte indicativo de que este grupo tem papel muito importante para a formação do fouling, sendo possível alvo de pesquisas voltadas para o controle biológico do fouling.