



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA**

**CARLOS EDUARDO LUCCHINI**

**ANÁLISE ECONÔMICA DOS PROCESSOS MBR AIR LIFT E MBR CROSS FLOW  
DE TRATAMENTO DE EFLUENTE PARA REUSO**

**CAMPINAS  
2019**

**CARLOS EDUARDO LUCCHINI**

**ANÁLISE ECONÔMICA DOS PROCESSOS MBR AIR LIFT E MBR CROSS  
FLOW DE TRATAMENTO DE EFLUENTE PARA REUSO**

Tese de Doutorado apresentada à Faculdade de Engenharia Química como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Química.

**Orientador:** Prof. Dr. Wagner dos Santos Oliveira

ESTE TRABALHO CORRESPONDE À  
VERSÃO FINAL DA TESE DEFENDIDA  
PELO CARLOS EDUARDO LUCCHINI, E  
ORIENTADA PELO PROF. DR. WAGNER  
DOS SANTOS DE OLIVEIRA.

**CAMPINAS  
2019**

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

L962a Lucchini, Carlos Eduardo, 1961-  
Análise econômica dos processos MBR air lift e MBR cross flow de  
tratamento de efluente para reuso / Carlos Eduardo Lucchini. – Campinas, SP :  
[s.n.], 2019.

Orientador: Wagner dos Santos Oliveira.  
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de  
Engenharia Química.

1. Bioreatores. 2. Tratamento de efluentes. 3. Membranas. I. Oliveira,  
Wagner dos Santos, 1947-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade  
de Engenharia Química. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Economic analysis of MBR air lift and MBR cross flow processes of wastewater for reuse

Palavras-chave em inglês:

Bioreactors

Wastewater treatment

Membranes

Área de concentração: Engenharia Química

**Titulação:** Doutor em Engenharia Química

Banca examinadora:

Wagner dos Santos Oliveira [Orientador]

Elias Basile Tambourgi

Roger Josef Zemp

Afonso Rodrigues de Aquino

Helio Wiebeck

Data de defesa: 18-10-2019

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Química

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0003-4071-1045>

Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/3697673468616680>

Folha de Aprovação da Defesa de Tese de Doutorado defendida por Carlos Eduardo Lucchini aprovada em 18 de outubro de 2019 pela banca examinadora constituída pelos seguintes doutores:

Prof. Dr. Wagner dos Santos Oliveira - (Orientador)

FEQ / UNICAMP

Prof. Dr. Elias Basile Tambourgi

FEQ / UNICAMP

Prof. Dr. Roger Josef Zemp

FEQ / UNICAMP

Dr. Afonso Rodrigues de Aquino

Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN)

Dr. Helio Wiebeck

EPUSP

ATA da Defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa da Unidade.

Dedico este trabalho a todos que me incentivaram a realizá-lo.

## **AGRADECIMENTOS**

A meus pais, Valdomiro e Conceição, por me darem a vida, sempre dando bons conselhos e me apoiarem muito em toda minha carreira acadêmica.

A Silvia, minha esposa, pela compreensão e apoio.

Aos meus filhos gêmeos, Augusta e Otávio por entender a razão do período que ficamos um pouco mais distantes em razão da busca do conhecimento.

À Faculdade de Engenharia Química da Unicamp por me acolher nestes últimos 40 anos.

Aos professores da Faculdade de Engenharia Química que me acolheram neste período.

Aos professores da Banca que contribuíram muito com as recomendações para a conclusão da tese

Aos funcionários da Faculdade de Engenharia Química, em especial à equipe de pós-graduação pela grande atenção e dedicação.

A Isabela que com muita paciência, me ajudou nos ajustes finais da tese.

Ao meu amigo Ademir que, com seus desafios, me ajudou a trilhar esta estrada.

Em especial ao prof. Dr. Wagner dos Santos Oliveira pela orientação pessoal e acadêmica, grande incentivo e apoio incontestável em todos os momentos dos 40 anos de amizade.

Meu muito obrigado

**“E por não saber que era impossível, ele foi e fez.”**

**Jean Cocteau.**

## RESUMO

A ciência sempre buscando copiar a natureza e com a grande evolução tecnológica dos materiais, os sistemas de tratamento de água e efluentes foram privilegiados com novos materiais que permitiram a aplicação de membranas nos processos de tratamento, ocorrendo assim um salto tecnológico, possibilitando obter água tratada com excelentes características físico-químicas e bacteriológicas e a reutilização da água tratada em processos industriais. Os novos materiais desenvolvidos para a fabricação das membranas também permitiram reduzir os custos de investimento e aumento da vida útil, deixando que a implementação nos processos de tratamento de água se tornasse não somente técnica, mas economicamente viável. Neste trabalho apresenta-se o estudo aplicado a uma estação de tratamento de fluente para reuso industrial com o acompanhamento em tempo real do processo, com bom grau de automação para se comparar econômica e tecnicamente as tecnologias de tratamento por bioreator aerado com membranas nos processos *Air Lift* e *Cross Flow*.

**Palavras-chave:** bioreator, tratamento de efluentes, membranas

## ABSTRACT

Science always trying to copy nature and the vast technological evolution of materials, wastewater treatment systems have been privileged with new materials that allowed the application of membrane in the treatment processes. There was a technological leap forward, allowing for water treated with excellent chemical, physical and bacteriological characteristics. The reuse of treated water in industrial processes became feasible. The new materials developed for the fabrication of the membranes also became possible to reduce investment costs and increased membrane service life time, allowing the implementation processes in wastewater treatment to become economically viable. This paper presents the study applied to a treatment plant for industrial reuse water with real-time monitoring of the process with a good degree of automation to compare economic and technically treatment technologies for membrane bioreactor processes: *Air Lift* and *Cross Flow*.

**Keywords:** bioreactors, wastewater treatment, membranes



## LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 – Espessura da torta versus comprimento da membrana.....	20
Figura 2 – Incrustação das membranas.....	26
Figura 3 – Esquema do reator experimental de 5L.....	29
Figura 4 – Reator experimental do sMBR aplicado ao tratamento de esgoto sanitário	37
Figura 5 - <i>Layout</i> original da estação de tratamento biológico.....	42
Figura 6 - Decantador Secundário.....	43
Figura 7 – Foto do material polimérico produzido na forma tubular e utilizado para a montagem dos módulos de Ultra Filtração.....	45
Figura 8 - Foto do módulo de Ultra Filtração aplicado ao bioreator com membranas...	46
Figura 9 - Esquema simplificado do tratamento de efluente biológico.....	56
Figura 10 – Foto de bactérias filamentosas e população do lodo com $F1=0$ .....	75
Figura 11 – Foto de bactérias filamentosas e população do lodo com $F1=3$ .....	75
Figura 12 – Foto de protozoários .....	78
Figura 13 – Foto de protozoários .....	78
Figura 14 – Foto de metazoários.....	79
Figura 15 – Sistema com processo <i>Air Lift</i> .....	83
Figura 16 – Sistema tanque de aeração com sistema <i>Cross Flow</i> .....	84
Figura 17 – Quadro sinótico do painel de controle dos sistemas <i>Air Lift</i> e <i>Cross Flow</i> .....	85
Figura 18 – Esquema de lodos ativados com decantador secundário.....	90
Figura 19 – Esquema do sistema biológico com processo <i>Air Lift</i> acoplado.....	91
Figura 20 – Sistema de lodos ativados com processo <i>Air Lift</i> acoplado.....	92
Figura 21 – Esquema do sistema biológico com processo <i>Cross Flow</i> acoplado.....	93
Figura 22 – Sistema de lodos ativados com processo <i>Cross Flow</i> acoplado.....	94
Figura 23 – Foto reator biológico do sistema <i>Air Lift</i> .....	96
Figura 24 – Foto reator biológico do sistema <i>Cross Flow</i> .....	96

Figura 25 – Análise de DQO na saída dos sistemas.....103

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Processo de lodos ativados convencional e de aeração prolongada.....	23
Tabela 2.- Dados analíticos de um Sistema MBR.....	25
Tabela 3 - Conversão de quantidades estequiométricas para os radicais de Fósforo.....	55
Tabela 4 - Resultados do DQO obtidos nos sistemas em estudo.....	97
Tabela 5 - Dados obtidos no sistema <i>Air Lift</i> .....	98
Tabela 6 - Dados do tanque aerado <i>Air Lift</i> .....	99
Tabela 7 - Dados obtidos do sistema <i>Cross Flow</i> .....	100
Tabela 8 - Dados do tanque aerado <i>Cross Flow</i> .....	101
Tabela 9 - Análise do DQO nos sistemas de clarificador, <i>Cross Flow</i> e <i>Air Lift</i> .....	102
Tabela 10 - Custo dos componentes do sistema <i>Cross Flow</i> .....	104
Tabela 11 - Componentes do sistema de Membranas <i>Cross Flow</i> .....	105
Tabela 12 – Custos dos componentes do sistema <i>Air Lift</i> .....	106
Tabela 13 – Componentes do sistema de membranas <i>Air Lift</i> .....	107
Tabela 14 – Eventos previstos aplicados para cada sistema.....	108
Tabela 15 - Custos operacionais específicos (USD/m <sup>3</sup> ).....	110
Tabela 16 - Custos operacionais específicos (USD/m <sup>3</sup> ) com cobrança de taxas de captação e descarte.....	111
Tabela 17 - Custos operacionais específicos (USD/m <sup>3</sup> ) com cobrança de taxas de captação e descarte e com expectativa de vida da membrana de 10 anos.....	112

## NOMENCLATURA E ABREVIações

- ABS - Plástico de engenharia Acrilonitrila Butadieno Estireno;
- Air Lift* – Sistema de membrana com injeção de ar para filtração de bioreator;
- CA - Análise de Cluster;
- CLP – Controlador Lógico programável;
- CAPEX – Capital Expenditures – Custos de Investimento;
- Cross Flow* – Sistema de membrana para filtração de bioreator;
- DBO - Demanda Biológica de Oxigênio;
- DQO - Demanda Química de Oxigênio;
- EPS - Substâncias Poliméricas Extracelulares;
- FI – Índice de Filamento;
- HPSEC - Cromatografia de Exclusão por Tamanho de Alto Desempenho;
- IL - Camada Interna;
- IVL – Índice Volumétrico do Lodo;
- MBR - Membrane Bio Reactor – Bioreator com membranas
- OD – Oxigênio Dissolvido;
- OL - Camada Externa;
- OPEX – Operation Expenditures – Custos Operacionais;
- pH – potencial Hidrognônico;
- PMS – Produtos Microbianos Solúveis;
- PTM – Pressão Trans-Membrana;
- PVDF - fluoreto de polivinilideno;
- NTU – Nephelometric Turbidity Unit - Unidade de medição de turbidez;
- R - coeficiente de correlação linear;
- SST - Sólidos Suspensos Totais;
- TDH -Tempo de Detenção Hidráulico;

TOC - Carbono Orgânico Total;

VPL – Valor Presente Líquido

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3. JUSTIFICATIVA.....	38
4. OBJETIVO.....	41
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
5.1. Membranas de Ultra Filtração.....	43
5.1.1 Processos de separação por membranas.....	46
5.1.2. Efluente a ser tratado.....	47
5.1.3.Caracterização da água residual para o tratamento biológico.....	47
5.1.4.Potencial Hidrogeniônico pH.....	47
5.1.5. Temperatura (°C).....	48
5.1.6. Redox (mV).....	48
5.1.7. Demanda Química de Oxigênio – DQO (mg O <sub>2</sub> /L).....	50
5.1.8. DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O <sub>2</sub> /L).....	50
5.1.9. TSS: sólidos suspensos totais (mg/L).....	51
5.1.10. Sólidos Sedimentáveis (ml/L).....	51
5.1.11.Turbidez (NTU).....	51
5.1.12.Tetracloroetano com substâncias extraíveis (gordura, óleo, graxa) (mg/L).....	52
5.2. Nutrientes.....	53
5.2.1. Nitrogênio.....	54
5.2.2.2 Fósforo.....	55
5.3. Descrição qualitativa do lodo ativado.....	56
5.4. Tratamento de efluentes biológicos.....	56
5.5. Tratamento anaeróbico de águas residuais .....	58
5.5.1. Tratamento Aeróbico versus Tratamento Anaeróbico.....	59
5.5.2. Princípios de degradação aeróbica.....	60

5.5.3. Fluxo de alimentação (quantidade e composição).....	62
5.5.4. Oxigênio (aeração e mistura).....	63
5.5.5. Nutrientes.....	65
5.5.6. Temperatura.....	66
5.5.7. Inibição por compostos tóxicos.....	67
5.5.8. Lodo ativado.....	70
5.5.9. Água e substâncias orgânicas em lodo ativado.....	71
5.5.10. Microbiologia de lodos ativados.....	72
5.5.11. Bactérias filamentosas.....	74
5.5.12. Filamentos versus flocos.....	76
5.5.13. Diversidade microbiológica.....	80
5.6. Sistema tanque de aeração com Sistema <i>Air lift</i> .....	82
5.7. Sistema tanque de aeração com Sistema <i>Cross Flow</i> .....	83
5.8. Automação.....	84
5.9. Reatores biológico do experimento.....	85
5.10. Controle de nível do bioreator.....	86
5.11. Descarte do lodo e controle de sólidos suspensos.....	86
5.12. Análises.....	86
5.13. Controle de espuma.....	88
5.14. Sistema de filtração.....	88
5.15. Aeração das membranas Air Lift.....	89
5.16. Ajuste da vazão e controle do permeado.....	89
5.17. Limpeza Química.....	89
5.18. Ar de Instrumentação.....	90
5.19. Sistema de lodo ativado convencional.....	90
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	95
6.1. Condições de Operação.....	95

6.2. Comparação da qualidade do permeado de cada sistema.....	96
6.3. Sistema <i>Air Lift</i> .....	98
6.4. Sistema <i>Cross Flow</i> .....	100
6.5. Análise estatística.....	102
6.6. Análise de custos.....	103
6.7. Análise econômica.....	109
7.CONCLUSÕES.....	113
8.SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS.....	116
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	117



## 1. INTRODUÇÃO

Reutilização de águas residuais apresenta uma solução promissora para a crescente pressão sobre os recursos hídricos. No entanto, a implantação da reutilização de águas residuais enfrenta obstáculos que incluem a aceitação do público, riscos técnicos, econômicos, higiene e incertezas adicionais causados por uma falta de consciência, de padrões, de diretrizes uniformes e de legislação específica. Até o momento, não há regulamentação nacional nem estadual sobre reuso de água. Como não existem marcos regulatórios suficientes para que seja possível uma ampla disseminação e controle do reuso de águas residuais, se faz necessário que as empresas de saneamento e o setor privado em geral criem seus próprios padrões, embasados nas legislações ambientais e de saúde pública vigentes de forma que acabem colocando margens e limites tão ou mais restritivos que os das leis tidas como referência.

A tecnologia de tratamento abrange um vasto número de opções e os processos de membrana podem ser considerados como elementos-chave da recuperação de águas residuais. São sistemas avançados de tratamento e reuso do efluente e estão em destaque em todo o mundo, como por exemplo, para recarga artificial de águas subterrâneas, reuso potável indireto, reuso potável direto, bem como para industriais na produção de água de processo.

A principal diferença entre um lodo ativado clássico e de um bioreator com membranas (MBR) é a possibilidade de obter uma idade de lodo elevada nos processos com membrana, permitindo assim um melhor rendimento do processo e redução do volume do bioreator, fundamental para a redução do investimento total do sistema biológico, uma vez que o custo dos reatores pode vir a onerar em muito o projeto de um sistema biológico de tratamento.

O presente trabalho avaliou o funcionamento de uma estação convencional de lodo ativado aplicada no tratamento das águas residuais de uma siderúrgica. A separação dos sólidos suspensos neste processo industrial é realizada por intermédio de um decantador secundário, onde a velocidade de ascensão da água é menor que a velocidade de decantação dos sólidos suspensos. Dessa forma, água purificada é vertida pela parte superior do decantador e o lodo é decantado no fundo do equipamento.

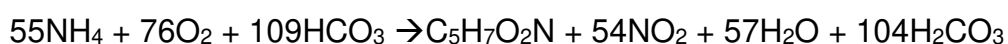
No entanto, com o descontrole operacional, geração de bactérias filamentosas, bem como outros fatores, a separação é eficiente, vindo a passar sólidos suspensos juntamente com a água tratada. Também bactérias presentes na água são carregadas para o topo do decantador, vindo a aumentar a Demanda química de Oxigênio (DQO) do efluente tratado.

Como alternativa a este processo de separação foi feita a aplicação de membranas poliméricas aplicadas ao reator biológico. Com esta aplicação de membranas poliméricas de Ultra Filtração, todos os sólidos suspensos são retidos nas membranas, melhorando sensivelmente a qualidade da água tratada. Além disso, a concentração de sólidos suspensos pode ser aumentada no reator biológico, promovendo uma maior idade do lodo, vindo também a aumentar a eficiência do sistema, possibilitando o aumento da capacidade de tratamento do reator biológico. Dois reatores com membranas foram estudados de forma experimental: o reator biológico com sistema *Cross Flow* e o reator biológico com sistema *Air Lift*.

Os resultados obtidos destes dois experimentos foram comparados com o reator biológico aerado convencional atualmente em operação na indústria.

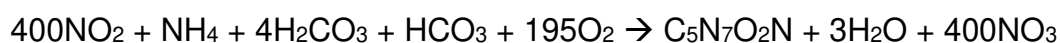
## 2. REVISÃO BIBLIOGRAFICA

Chang *et al.* (2011) analisaram um reator biológico com desnitrificação e nitrificação com membranas no tratamento de efluente da indústria de Acrilonitrila Butadieno Estireno (ABS), apresentando uma boa redução de carga orgânica presente neste efluente. Foi alcançada uma remoção de 92% de Demanda química de Oxigênio (DQO) e para Demanda biológica de Oxigênio (DBO) a remoção chegou a 97,9% com um tempo de retenção de 18 horas no reator biológico. O nitrogênio consumido no sistema para geração de novas células, no processo de nitrificação envolve uma série complexa de reações que podem ser resumidas em duas equações:



(para nitrosomonas)

equação 1



(para nitrobactérias)

equação 2

O trabalho também estudou a família das bactérias presentes no sistema e que foram responsáveis pelo processo de desnitrificação e nitrificação, as quais apresentaram um adequado rendimento de processo.

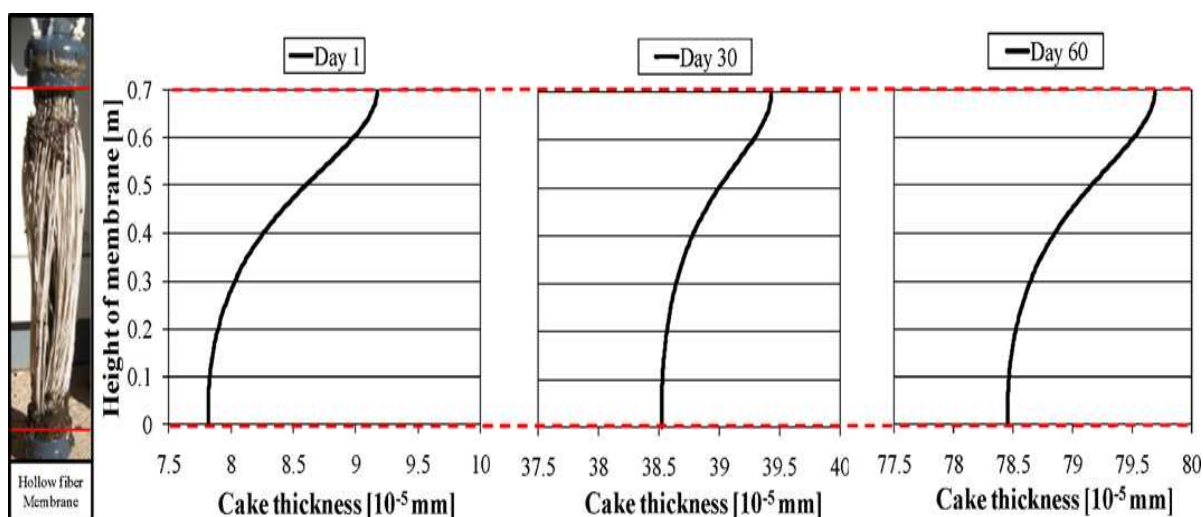
Mannina *et al.* (2011) aplicaram uma modelagem matemática para os reatores biológicos com membranas. As membranas imersas no tanque de aeração foram analisadas neste trabalho. Um dos pontos cruciais é a incrustação que ocorre no sistema e o entendimento e acompanhamento deste processo de incrustação é muito importante, mas um modelo matemático global para este processo não foi alcançado.

As membranas associadas aos reatores biológicos promovem uma excelente retenção de biomassa, resultando numa boa qualidade do efluente tratado e uma compacta configuração do sistema de tratamento. No entanto, o processo necessita ser mais bem explorado para melhorar a eficiência hidráulica e a permeabilidade da membrana. O sistema é afetado pelo fenômeno da incrustação devido ao acúmulo de substâncias nas membranas devido a interação físico-química entre as paredes da membrana e o líquido do processo. O fenômeno é complexo e o conhecimento exato deste mecanismo é ainda desconhecido.

Aproximadamente 45 parâmetros foram aplicados na modelagem, dentre eles DQO do reator biológico, DQO solúvel no permeado,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , pressão transmembrana, sólidos totais no tanque de aeração, dentre outros, o modelo foi testado e analisado em uma estação experimental.

Após dez dias de operação e completa aclimatação do reator biológico uma boa precisão da modelagem foi encontrada.

Houve uma pequena subestimação dos valores medidos. O modelo considera um fator de permeabilidade constante o que não corresponde com a realidade de incrustação do poro da membrana.



**Figura 1.** Espessura da torta versus comprimento da membrana (Fonte: Mannina *et al.*, 2011).

A figura 1 apresenta a espessura da torta ao longo do período de 1, 30 e 60 dias versus o comprimento da membrana, após a contra lavagem. A espessura da camada representa o acúmulo irreversível da torta depositada sobre a membrana.

Dentre as conclusões, o experimento mostrou que o efeito da remoção de DQO está diretamente ligado à incrustação irreversível da membrana. Quanto maior a concentração de DQO, maior é a incrustação irreversível, reduzindo assim a vida útil da membrana.

Os efeitos da incrustação e remoção da biomassa com a regulagem da sucção e também a limpeza física (contra lavagem sem químicos e aeração) foram levados em consideração.

A resistência da incrustação foi dividida em componentes individuais: a incrustação dos poros da membrana e também a estável e dinâmica deposição do lodo.

Existe ainda uma correlação forte entre o modelo de incrustação e os parâmetros que são diretamente influenciados pela estabilização do bio processo.

Shen *et al.* (2009) estudaram um bioreator anóxico e aeróbio com membrana para a desnitrificação em um efluente com alta carga de nitrato, ao redor de 3600mg/L, proveniente de uma fábrica de explosivos.

A eficiência da remoção e a sua acumulação de nitrato foram investigadas sob várias condições de ajuste e vários fatores como: fonte de carbono utilizada, pH, razão de carbono e nitrogênio, tempo de retenção no bioreator. Os resultados demonstraram que a melhor fonte de carbono foi o acetato de sódio. Os parâmetros do bioreator com membrana foram: pH 7,5-8,5, relação de carbono e nitrogênio de 1,56 e o tempo de retenção hidráulico de 30 horas e com estas condições atingiu a melhor condição operacional, tendo uma remoção de nitrato de 99,9%.

O processo aeróbio com o módulo de membrana acoplado removeu o DQO residual, os produtos microbiológicos solúveis e a biomassa gerados no processo de desnitrificação. A turbidez do permeado atingiu valor de 0,7NTU, o DQO ficou ao redor de 120mg/L máximo. O valor máximo de nitrato foi de 0,87mg/L e o de nitrito 0,43mg/L. Como conclusão final, o processo se apresentou muito eficiente para o tratamento de efluente da empresa de explosivo.

Metcalf & Eddy (1991) apresentaram o processo de lodo ativado como sendo uma mistura de águas residuais com volume de lodo biologicamente ativo, mantido em suspensão na presença de quantidade adequada de oxigênio, durante tempo necessário para elaborar e flocular grande parte de substâncias, seguidas de decantação, para separar o lodo produzido. A atividade de lodo é assegurada e mantida pela aeração adequada, que pode ser feita com ar difuso ou por meios mecânicos como aeração mecânica por escovas, rotores e turbinas.

Van Haandel & Marais (1999) relataram que após a descoberta do sistema de lodo ativado, muitos pesquisadores fizeram contribuições importantes que melhoraram o desempenho do sistema tanto em termos de eficiência de remoção, quanto em termos de capacidade de tratamento por unidade de volume do sistema, além de aumentar a estabilidade operacional dos sistemas. Mais recentemente, a incorporação de sistemas anaeróbios para o pré-tratamento resultou em uma redução

custos operacionais. Temperaturas acima de 20°C facilitam a remoção dos nutrientes e a digestão anaeróbia, no entanto os projetos devem levar em consideração que a temperatura mais elevada nas regiões tropicais promove a nitrificação e com isso pode ocorrer instabilidade do sistema.

Segundo Von Sperling (1997), no sistema convencional de lodo ativado para reduzir o consumo de energia na aeração, parte da matéria orgânica sedimentável é retirada antes do tanque de aeração, através de um decantador primário, antes da entrada do tanque de aeração. Os sistemas convencionais de tratamento podem receber este tratamento primário. No sistema convencional, a idade do lodo é usualmente da ordem de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no bioreator é de 6 a 8 horas. Com esta idade do lodo, a biomassa retirada do sistema no lodo excedente requer ainda uma etapa de estabilização, por conter elevado teor de matéria orgânica armazenada nas suas células. Existem também sistemas de lodo ativado de alta carga, similares aos lodos ativados convencionais, mas com maior carga de DBO por unidade de volume do bioreator. São denominados lodos ativados de alta carga. Este sistema, devido às maiores cargas aplicadas, tem seu tamanho reduzido, promovendo uma economia na implantação do sistema, porém deixando a operação mais sensível.

O sistema de lodo ativado é amplamente utilizado a nível mundial para o tratamento de despejos domésticos e industriais, onde é necessária elevada qualidade do efluente tratado e reduzidos requisitos de área. O lodo ativado pode ser operado de forma convencional, mistura completa, com oxigênio puro, com aeração escalonada, em reator batelada sequencial, dentre outras técnicas. Todos os tratamentos por lodo ativado apresentam digestão aeróbia e muitos estudos têm sido realizados com o intuito de aprimorar cada vez mais este tipo de tratamento, reduzindo custos, principalmente com aeração e diminuindo a área despendida na construção.

O DQO presente no decantador secundário depende da eficiência do decantador e da decantabilidade do lodo. Uma maior carga de sólidos exige um decantador projetado de área de superfície maior, promovendo uma menor velocidade de ascensão.

Item	Lodos ativados convencionais	Aeração prolongada
<b>Idade do lodo</b>	↓ · 4 a 10 dias	↑ · 18 a 30 dias
<b>Decantação primária</b>	· Presente	· Ausente
<b>DBO solúvel efluente</b>	↓ · Baixa · Praticamente desprezível	↓ · Bastante baixa · Desprezível
<b>DBO em suspensão efluente</b>	↑ · Depende da decantabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário  · Como a nitrificação deverá ocorrer, caso não haja desnitrificação no reator, a mesma pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda do lodo.	↑ · Depende da decantabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário  · A maior carga de sólidos afluente ao decantador secundário exige dimensionamentos mais conservadores destas unidades  · Caso não haja desnitrificação no reator, a mesma pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda do lodo.
<b>Nitrificação</b>	↑ · Bastante provável, mas sujeita a instabilidade na faixa inferior da idade do lodo.  · Totalmente consistente na faixa superior, a menos de algum problema ambiental (ex: tóxicos, falta de OD).	↑ · Totalmente consistente, a menos de algum problema ambiental (ex: tóxicos, falta de OD).
<b>Volume do Reator</b>	↓ · Reduzido	↑ · Elevado

**Tabela 1** - Processo de lodos ativados convencional e de aeração prolongada (retirada de Von Sperling, 1997)

Fenu *et al.* (2010) montaram um sistema de bioreator com membrana para analisar o consumo de energia, o qual apresentou 0,64kWh/m<sup>3</sup> de água permeada. O consumo de energia ficou acima de um sistema convencional que consome 0,3kWh/m<sup>3</sup>. Num primeiro momento, concluiu-se que o sistema MBR não foi competitivo se comparado somente na perspectiva energética.

O aumento da concentração de sólidos suspensos implica no aumento da energia necessária para a mistura. A redução da energia devido à aeração não é significativa e tem contribuição mínima na redução global de energia.

Zhenxun Yu & DONG (2011) fizeram um estudo do desenvolvimento do bioreator com membranas, principalmente estudando o mecanismo da filtração da membrana. A importância do sistema MBR para a solução nos novos sistemas de tratamento de efluentes contrapõe com o problema de incrustação na superfície da membrana devido a rejeição do soluto nos poros da membrana vindo assim a bloqueá-los.

A filtração do efluente é um processo dinâmico, a qual forma o meio filtrante. Primeiramente, ocorre a fase de geração do meio filtrante, seguido do processo de filtração propriamente dito. Após ser atingida uma pressão transmembrana elevada, é iniciado o processo de retrolavagem para remoção da camada filtrante e o ciclo é restabelecido.

Tubos de cerâmica foram preparados como o suporte das membranas dinâmicas. A filtração de um efluente sanitário foi estudada. Os resultados mostraram que a turbidez foi 100% removida em condições de 0,1 a 0,408MPa, concentração do efluente de 0,1 a 0,7g/L e velocidade tangencial de 0,5m/s.

Liu *et al.* (2005) estudaram o processo de bioreator com membrana para o tratamento do efluente do aeroporto de Gingdao, China, onde ocorre a remoção pelo processo biológico do DQO, nitrogênio e fósforo. O trabalho descreve o projeto e os resultados de operação do sistema. O projeto enfatiza a eficiência, a simplicidade, os baixos custos de construção, de operação e de manutenção e também uma reduzida área de instalação.



Item	Afluente (média)	Efluente (Média)	Padrão de qualidade	Padrão de qualidade
			(GB/T18920-2002)	(GB/T18921-2002)
pH	7,6	6,9	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0
NTU		0,3	< 5	–
SS (mg/L)	160	4	< 10	< 10
DQO (mg/L)	208	17,3	–	–
DBO5 (mg/L)	102	5,2	<10	< 6
NH3-N (mg/L)	39	1,4	<10	<
TP (mg/L)	1,7	0,4	–	< 0,5
TN (mg/L)	36,2	11,6	–	< 15
OD (mg/L)		1,9	>1,0	>1,5

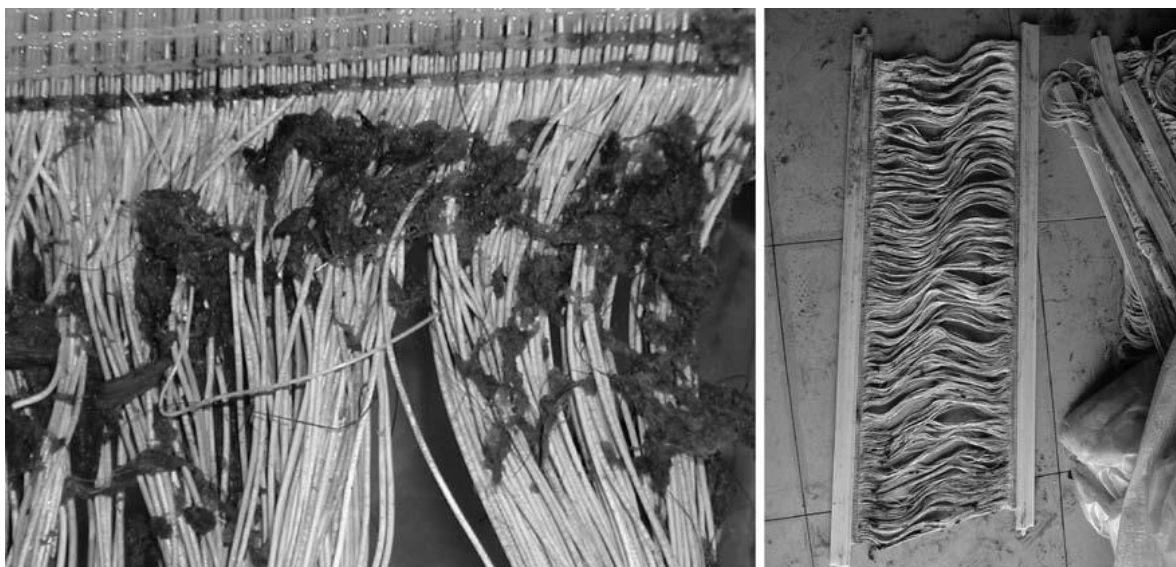
**Tabela 2** - Dados analíticos de um Sistema MBR

Como mostrado na tabela 2, em operação normal o sistema MBR tem uma boa eficiência na remoção de turbidez, sólidos suspensos, DQO, NH<sub>3</sub>, fósforo total e nitrogênio total.

A qualidade do efluente se apresentou melhor do que o esperado no projeto e atendeu a qualidade exigida pela legislação. Os 1000m<sup>3</sup>/dia tratados na estação, 30% são aplicados em irrigação de florestas, 40% em irrigação de campos, 20%, em reposição de água de incêndio e o restante 10% é descartado.

Ao longo da operação, ocorreu incrustação na membrana e a contra-lavagem é aplicada para remoção da incrustação e redução da pressão transmembrana.

A cada 3 meses a membrana necessita de uma lavagem química e uma solução de 3000mg/L de hipoclorito de sódio é aplicada para remoção da camada aderida à superfície da membrana.



**Figura 2.** Incrustação das membranas. (Fonte: Zhiqiang Liu *et al.* (2005))

O investimento total no sistema de 1000m<sup>3</sup>/dia foi de US\$950.000,00. Os custos operacionais são de US\$0,10/m<sup>3</sup>, que incluem mão de obra (2 operadores por turno), eletricidade, químicos para desinfecção e lavagem das membranas e para o sistema de desague do lodo.

A figura 2 mostra as membranas utilizadas e a incrustação presente. Mesmo após lavagem com água a incrustação negra persistiu aderida às membranas.

Kang *et al.* (2008), elaborou estudo sobre o *scale up* entre uma estação experimental e a unidade industrial de MBR. Uma avaliação numérica foi desenvolvida para estudar as características hidrodinâmicas de um sistema experimental e de um sistema industrial. O modelo de multi fases foi aplicado e os dados do experimento e os dados do sistema industrial foram comparados e observou-se que uma modificação seria adequada ao sistema industrial. Com isso, foi instalado um tanque e com esta modificação em relação ao tamanho do sistema, os fluxos foram ajustados para o sistema industrial.

Diante da percepção de explorar os processos de purificação de água por bioreatores com aplicação de tecnologia de ultrafiltração é uma tendência atual que deve ser estudada e conhecida com critério tecnológico bastante detalhado, este trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento de sistemas de bioreator com membranas, sendo que a cinética biológica já foi estudada e desenvolvida e utilizaremos o reator biológico aerado de forma convencional. Os parâmetros de controle deste bioreator com membranas serão os mesmos que no processo atual em

operação, buscando assim termos as mesmas condições operacionais para comparação dos sistemas experimental e industrial.

Uma metodologia para obter a condição operacional mais econômica do MBR foi desenvolvida. Para atingir os parâmetros ideais de projeto do MBR, com os quais os custos operacionais são minimizados, os custos de aeração e tratamento de lodo foram estimados para várias condições operacionais. Geralmente, o custo do tratamento de lodo e o custo de aeração eram inversamente proporcionais entre si, o que significa que o custo do tratamento de lodo é minimizado quando o custo de aeração é maximizado e vice-versa. Portanto, pode existir um ponto ótimo entre os dois casos extremos. No entanto, o custo do tratamento de lodo acabou por sobrecarregar o custo de aeração nas condições operacionais razoáveis. Portanto, a minimização do lodo foi considerada uma chave para a operação econômica do MBR. No caso de águas residuais municipais típicas em que a DQO era de 400 mg/L, a MLSS em estado estacionário aumentaria de 11.000 para 15.000 mg/L, sem remoção de lodo quando a TRH estava diminuindo de 16 para 12h. Para a gama de condições operacionais consideradas neste estudo, a TRH economicamente ideal e a MLSS alvo foram 16h e 11.000mg/L, respectivamente. Sob essa condição, a aeração para a biodegradação de matérias orgânicas seria de 13,3m<sup>3</sup> de ar/min quando o afluente for de 1000 m<sup>3</sup>/dia.

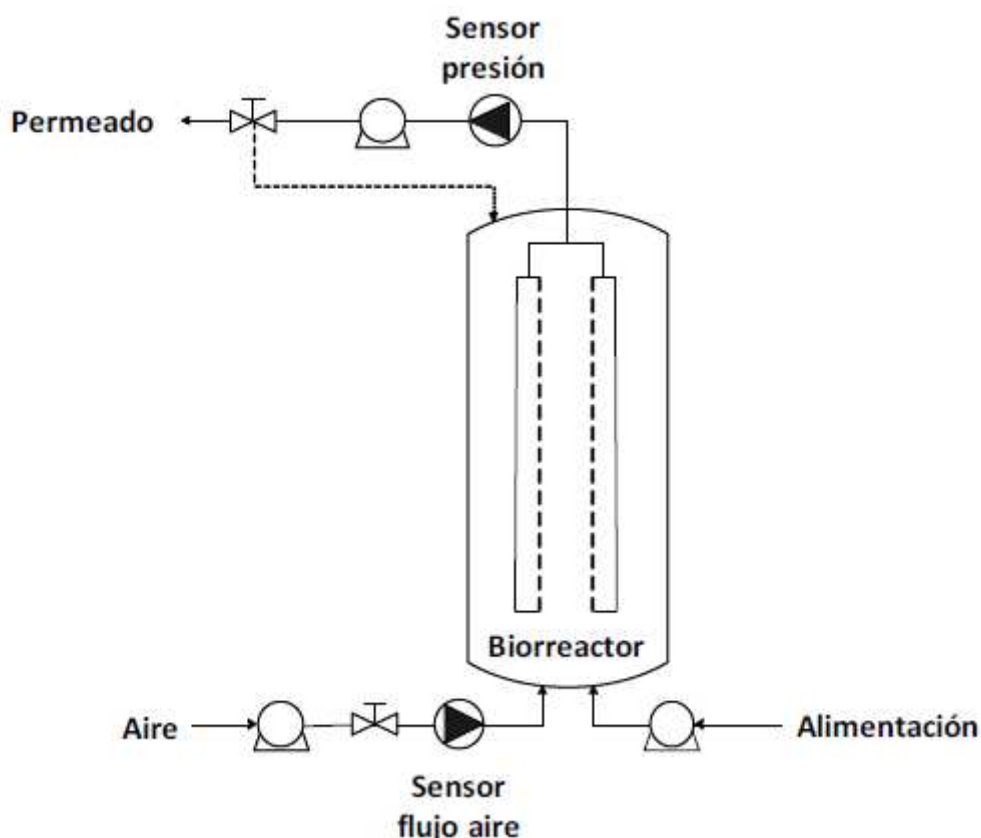
Rezakazemi *et al.* (2014) investigaram a aplicação de microfiltros cerâmicos fabricados em laboratório em um bioreator com membranas cerâmicas submersas para o tratamento de um efluente sintético de uma refinaria. Os resultados mostraram que não ocorreu declínio de fluxo significativo com valores de pressão transmembrana (PTM) baixo e ficaram entre 4 e 5 L/m<sup>2</sup>.h, porém com valores crescentes do PTM, ocorreu uma redução significativa da permeabilidade da membrana. Com o aumento da pressão aplicada na membrana, ocorreu maior entupimento dos poros. Os resultados também mostraram que as membranas cerâmicas têm alto potencial de filtração da água tratada do lodo ativado e teve remoção de 95% de DQO durante o período de realização do teste, enquanto que os sólidos suspensos totais aumentaram de 2000 para 4000mg/L. O sistema foi operado sem qualquer limpeza química durante o período experimental.

Iorhemen *et al* (2016) estudaram a incrustação das membranas e termos operacionais, a incrustação das membranas diminui o fluxo de permeado quando o MBR é operado a PTM e resulta no aumento de PTM quando o MBR é operado em

fluxo de permeado constante. Em operação de fluxo constante, um aumento acentuado no TPM indica incrustações graves na membrana. Esse aumento repentino de PTM é chamado de "salto PTM". O salto do TPM foi descrito como um processo de três estágios: estágio 1 - uma incrustação inicial de "condicionamento", causada pelo bloqueio inicial dos poros e pela adsorção de solutos; estágio 2 - aumento gradual linear ou fracamente exponencial do PTM devido à formação de biofilme e bloqueio adicional dos poros da membrana; e estágio 3 - um rápido aumento repentino na taxa de aumento do PTM ( $dPTM/dt$ ). Pensa-se que o estágio 3 seja a consequência de uma incrustação severa da membrana e acredita-se que seja devido ao fechamento sucessivo dos poros e alterações no fluxo local resultante da incrustação, o que faz com que os fluxos locais excedam o valor crítico, vindo a acelerar a deposição de partículas e mudanças repentinas na estrutura da camada da torta. Bactérias nos biofilmes internos tendem a morrer devido a limitações de oxigênio, liberando assim mais substâncias poliméricas extracelulares (EPS). Quando o estágio 3 ocorre, é necessária a limpeza da membrana. A implicação prática disso é que um atraso no estágio 3 permitirá uma redução na frequência de limpeza da membrana, o que resultará em economia de custos operacionais da MBR. Assim, um objetivo principal do controle de incrustações é retardar o salto de PTM através da modificação das características do lodo (MLSS, tamanho do floco, conteúdo de EPS e viscosidade aparente) ou redução do fluxo operacional.

As incrustações da membrana do sistema MBR podem ser agrupadas em bioincrustações, incrustações orgânicas e incrustações inorgânicas, com base em suas características biológicas e químicas.

Ojeda *et al.* (2013) estudaram um bioreator com membranas experimental de 5L e um módulo de filtração submerso (figura 3). O módulo de filtração foi feito com membranas dinâmicas auto-formadas, o que permitiu uma redução considerável nos custos associados de investimento e operação. Uma membrana auto-formada requer apenas um suporte no qual uma torta de filtração é formada, a qual atua como uma membrana, rejeitando os sólidos contidos no bioreator.



**Figura 3:** Esquema do reator experimental de 5L – (Fonte: Ojeda *et al.* (2013))

Durante a presente investigação, foram testadas malhas com peneiras de 20 e 100micra como suportes para a formação de membranas dinâmicas. Os resultados mostram que é possível sustentar a operação do reator a tempo e obter um permeado de alta qualidade, com níveis de turbidez abaixo de 3 NTU. O emprego de uma malha de 100 $\mu$ m permite aumentar o fluxo, mas compromete a retenção de sólidos e a remoção de matéria orgânica.

A operação do reator foi baseada em períodos de formação da torta, filtração e remoção do material filtrante. Durante a fase de formação da torta e sua remoção, o filtrado foi devolvido ao bioreator. Durante a fase de remoção da torta (membrana dinâmica), a filtração parou para eliminar a PTM e assim facilitar a remoção da torta.

Os tempos de cada uma dessas etapas foram de 1, 30 e 5 minutos, respectivamente, para membranas de 20 micra e para as membranas de 100 micra, os tempos foram 5, 60 e 1 minuto, respectivamente.

Para configuração MBR com módulo filtração submersa, se recomenda o uso de malhas com uma abertura superior a 20 $\mu$ m. Ao operar com malha de 100 micra foi

possível aumentar em 5 vezes o fluxo, mas a remoção da matéria orgânica e a turbidez não atingiram valores adequados.

O emprego de suportes com maior área de passagem permite prolongar consideravelmente os ciclos de operação, reduzir custos operacionais e aumentar a produtividade de sistema de tratamento. É importante avaliar alternativas para melhorar a formação da torta e aumentar a retenção de biomassa no interior do reator.

Subtil *et al.* (2013) estudaram a aplicação de bioretardos com membranas submersas para o tratamento de esgotos sanitários para reuso. Este estudo teve como objetivo apresentar um entendimento da aplicação dos SMBR, bem como apresentar os resultados de uma unidade piloto com membranas submersas do tipo placa plana tratando esgoto sanitário proveniente da moradia estudantil e do restaurante universitário da Universidade de São Paulo (USP). A unidade piloto foi operada em condições estacionárias durante um período de 90 dias com uma concentração de  $3422 \pm 693$  mg TSS/L. Os resultados obtidos demonstraram que o sistema é capaz de produzir um efluente com baixas concentrações de cor, turbidez, DBO<sub>5</sub> e DQO. Além disso, as membranas de ultrafiltração utilizadas foram eficientes na remoção de indicadores de organismos patogênicos, com remoção de coliformes termotolerantes e bactérias *E. Coli* com bons padrões de qualidade.

Aryal *et al.* (2009) conduziu uma experiência de um sistema de MBR em escala de laboratório equipado com uma membrana plana de corrente lateral. Foram realizadas seis corridas com durações diferentes: 2, 4, 6, 9, 15 e 20 dias. A taxa de aeração de  $2 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}^2$  para entender a variação temporal dos contaminantes aderidos à superfície da membrana. A incrustação da membrana foi removida com Solução de NaOH a 0,5% (v/v) e o extrato foi analisado por espectroscopia fluorescente e cromatografia por exclusão de tamanho.

Foi comparada a variação de substâncias de baixo e alto peso molecular com a evolução do tempo. Os resultados mostraram que a natureza da incrustação mudou com o decorrer do tempo. Nos quatro experimentos conduzidos por um período curto (2, 4, 6 e 9 dias), substâncias de baixo peso molecular foram dominantes, enquanto que para corridas de longa duração (15 e 20 dias), substâncias de alto peso molecular foram predominantes. Além disso, os contaminantes aderidos à superfície da membrana eram formados principalmente por proteínas e subprodutos microbianos solúveis.

Aryal *et al.* (2009) compara o processo convencional de lodo ativado que é amplamente utilizado no tratamento de águas residuárias municipais ou industriais. No entanto, esse processo frequentemente falha devido ao crescimento excessivo de bactérias filamentosas na suspensão do lodo ativo, vindo a prejudicar a sedimentação no decantador secundário. O sistema MBR é a solução tecnológica que pode produzir alta qualidade de água tratada para reuso, no entanto, a incrustação nos MBRs é um dos maiores impedimentos para a sua ampla implementação no tratamento de águas residuárias municipais e industriais. O desenvolvimento completo dessa tecnologia depende da capacidade de controle de incrustação de membranas durante sua operação. No tratamento com MBR, substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e substâncias microbianas solúveis (PMS) são produzidos. Muitos estudos anteriores identificaram o EPS e o PMS como precursor essencial da incrustação de membranas. Estas misturas são agregadas microbianas e formam biofilme (incrustante) na superfície da membrana que reduz o fluxo e o desempenho. O acúmulo de biomassa da torta (acúmulo de lodo) também causa incrustações na membrana. O potencial da incrustação não pode ser previsto com segurança com base em concentração total de EPS e PMS. À medida que as atividades microbianas progridem, ocorrem complexos processos de cinética química que podem gerar novos produtos químicos paralelos e desaparecimento de outros. A caracterização detalhada de EPS e PMS nos permite a identificação de espécies químicas específicas e ajudam a entender o comportamento da incrustação. Por outro lado, métodos espectroscópicos podem ser usados para explicar a química da incrustação. O experimento mostrou que as impurezas na superfície da membrana alteram gradualmente suas propriedades com a evolução do tempo. Durante o período inicial (até 9 dias de operação) a incrustação era composta principalmente por substâncias de baixo peso molecular, enquanto que mais tarde, a incrustação passou a ter substâncias de alto peso molecular. Dois tipos de sujidades foram observados durante as execuções realizadas para um período mais longo. O núcleo interno (próximo à superfície da membrana) teve principalmente o acúmulo de biopolímeros, enquanto que a camada externa teve principalmente ao acúmulo de lodo.

Andrade *et al.* (2014) estudaram a aplicação do bioreator com membrana para o tratamento de efluentes de um laticínio. O módulo utilizado foi construído no Brasil pela *PAM Selective Membranes* (Rio de Janeiro, Brasil). O MBR submerso tinha um módulo de fibra oca de microfiltração com tamanho médio de poro de  $0,5\mu\text{m}$  e área

de 0,02m<sup>2</sup>. O permeado foi coletado na extremidade superior do módulo. No extremo oposto, havia pequenos orifícios para introdução de ar de aeração entre as fibras.

A aplicação do MBR para o tratamento de laticínios se comportou bem e o permeado do MBR mostrou ser de excelente qualidade com baixas concentrações de matéria orgânica e nutrientes. As eficiências do MBR operando com TDH de 6 e 8 horas foram semelhantes, então a TDH de 6 horas foi escolhida como a ideal, uma vez que sua adoção permite o uso de reatores menores. Foi possível manter a pressão do sistema estável, mesmo com fluxo de permeado de 27,5L/h.m<sup>2</sup>, devido a aeração eficaz aplicada entre as fibras. No entanto, houve um aumento na incrustação quando o fluxo foi elevado para 37,5L/h.m<sup>2</sup>. A distribuição do peso molecular provou ser uma ferramenta importante para uma melhor compreensão dos mecanismos de remoção de poluentes. Foi demonstrado que apenas compostos de baixo peso molecular são eficientemente degradados pela biomassa. Compostos dos alimentos que não foram biologicamente degradados, PMS e EPS produzidos por microorganismos foram amplamente retidos pela membrana. Foi demonstrado que, embora a formação de uma membrana dinâmica sobre a membrana polimérica aumenta a resistência à filtração, ela é essencial para a estabilidade e eficiência do MBR.

Erkan *et al.* (2018) avaliaram a aplicação de bioreator com membranas para tratamento de efluente de indústria de laticínios e utilizaram a distribuição de massa molar da alimentação, do permeado e da fração solúvel do lodo como ferramenta para a investigação dos mecanismos de remoção dos poluentes no sistema. O MBR se mostrou um sistema viável para o tratamento do efluente em questão, apresentando eficiências de remoção de demanda química de oxigênio e cor aparente de 98 e 99%, respectivamente. Através da distribuição de massa molar foi possível observar a alta capacidade de biodegradação e a estabilidade proporcionada pelo MBR, já que, mesmo em situações de alterações constantes nas características da alimentação, o líquido reacional sempre apresentou baixas concentrações de poluentes. Ressalta-se também a importância da membrana no sistema, uma vez que, além de permitir a retenção completa de biomassa e a operação com idades de lodo e concentração de sólidos suspensos maiores, pode proporcionar ainda a retenção de compostos que não foram biodegradados, contribuindo para a geração de um efluente tratado com alta qualidade.

O MBR apresentou elevada capacidade de remoção de matéria orgânica e cor. Isso pode ser justificado pela alta biodegradabilidade do efluente e pela alta



concentração de biomassa no reator (concentrações de SSV médias obtidas durante as operações com idade de lodo de 80, 60 e 25 dias fora, de 8,278; 6,827 e 5,863 g/L, respectivamente), o que faz com que a taxa de biodegradação seja elevada. Por outro lado, a presença da membrana garante não só a remoção completa de sólidos suspensos como também a retenção parcial de compostos de baixa biodegradabilidade, provenientes do próprio efluente ou gerados pelos microrganismos, que permanecem no reator por um tempo maior do que o tempo de detenção hidráulica médio e assim, podem acabar sendo degradados pela biomassa. A maior concentração de biomassa garante ainda maior remoção de compostos recalcitrantes por adsorção, enquanto que as altas idades de lodo promovem o desenvolvimento de microrganismos de baixa taxa de crescimento, mais aclimatados.

Chen *et al.* (2016), operaram um bioreator de membrana (MBR) continuamente para investigar os mecanismos de incrustação causados pela camada de gel. O agar foi usado como um agente incrustante para a formação da camada de gel e a resistência a filtração das camadas de gel foi investigada. Os resultados mostraram que a camada de gel possuía alta resistência específica à filtração e alta porosidade medida em comparação com a camada de torta. O conhecimento atual não pode explicar a contradição entre alta resistência à filtração e alta porosidade da camada de gel. Um novo mecanismo de incrustação baseado na teoria de Flory-Huggins foi proposto. A resistência à filtração da camada de gel de agar foi independente do pH e da força iônica, mas aumentou linearmente com o aumento da espessura de gel. Os resultados ficaram em concordância com teoria proposta. A simulação mostrou que a resistência à filtração induzida pela mistura do potencial químico foi comparável aos dados experimentais de resistência à camada de filtração da camada de gel de agar, indicando que o mecanismo proposto é responsável pela alta resistência à filtração do gel.

Barbosa *et al.* (2016) avaliaram a remoção de nitrogênio e matéria orgânica em bioreatores com membranas submersas operado em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea controlada por aeração intermitente. Foi utilizado um sistema de bioreator com membranas submersas, em escala piloto, para tratamento de esgoto doméstico. A concentração de oxigênio dissolvido foi mantida entre 0,5 e 0,8 mg/L. A concentração dos sólidos suspensos voláteis no liquor misto (SSVLM) do sistema variou de 1 a 6 g/L a eficiência do sistema foi avaliada por meio da remoção de matéria orgânica quantificada pela DQO, DBOs e Carbono Orgânico Total (COT).

A remoção de nitrogênio foi avaliada por meio da quantificação de Nitrogênio Total Kjeldahl (método NTK) e nitrogênio amoniacal. Durante o período de partida do sistema, as eficiências de remoção de DQO e NTK foram próximas de 90% e 80%, respectivamente. Após serem estabelecidas as condições de Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS), a eficiência de remoção de DQO e NTK tiveram valores médios de 70% e 99%, respectivamente. Os resultados obtidos mostraram que o sistema de MBR, operando com nitrificação e desnitrificação simultâneas, foi capaz de remover matéria orgânica e nitrogênio em um único reator, produzindo um permeado de alta qualidade.

Judd (2017) fez uma revisão dos custos operacionais (OPEX) e dos custos de investimento (CAPEX) dos processos onde se aplicam membranas para o tratamento de água e efluente, mais especificamente em biorreator com membranas para o tratamento de efluentes e osmose reversa (OR) para o tratamento de água a partir de água do mar.

Pesquisa aplicada ao MBR é dominada pela caracterização de incrustações e sujidades, representando quase um quarto de todos os artigos apesar das evidências dos profissionais de que outros parâmetros do processo são também importantes para determinação do OPEX e operacionalidade do sistema.

Para o tratamento de águas residuais, existem muitas alternativas tecnológicas aos MBR, mas o processo é frequentemente comparado ao processo clássico de lodo ativado (CAS). O crescimento rápido na implementação da tecnologia MBR é principalmente devido à redução de custos de comparadas às alternativas de processo de ambas as tecnologias. Em geral, os custos de capital são pouco relatados e de forma inconsistente, incompleta e sem especificação. Nem sempre é evidente se as especificidades locais, como custos da área utilizada para instalação e custos legais e contratuais, foram incluídos. Além disso, o delineamento de custos entre custos civis e materiais podem diferir entre os relatórios, os quais são relativos à substituição crítica de componentes. A própria membrana contribui tanto para o CAPEX e OPEX, este último relacionado à vida útil da membrana e fluxo de permeado. O OPEX, por outro lado, pode ser estimado a partir de uma consideração das contribuições individuais, incluindo os custos de energia, uso de produtos químicos, mão-de-obra e serviços (incluindo as taxas do fornecimento e descarga do efluente), substituição de componentes críticos e outros itens diversos. A tecnologia MBR para tratamento de águas residuais, a redução no OPEX desde a implementação original

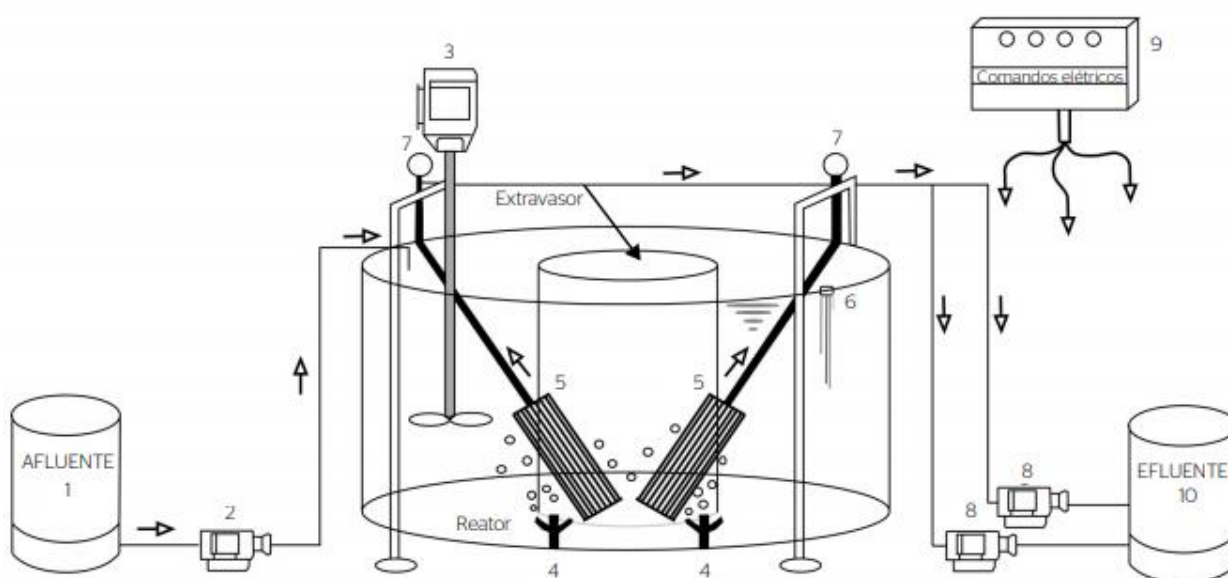
ocorreu principalmente por meio da melhoria da eficiência energética. A demanda de energia recebeu a maior parte da atenção de todas as contribuições para o OPEX e tem sido a base de comparação entre as tecnologias MBR e CAS. Análises comparativas recentes dos custos de MBR, com base em sistema de membrana imersa de fibra oca, demonstraram benefícios de custo da tecnologia MBR sobre CAS, apesar do maior OPEX, para o MBR. Pela determinação do VPL para contabilizar todos os custos durante a vida útil da instalação, o MBR ofereceu um benefício de custo de CAPEX reduzido para circunstâncias em que os custos da terra foram elevados e onde foi necessária uma remoção maior de nutrientes. Foi relatada redução significativa de custos de implementação do MBR, diminuindo de US\$400/m<sup>2</sup> em 1992 para abaixo de US\$50/m<sup>2</sup> em 2005 para a tecnologia de membranas de placa plana imersas. Decréscimos na demanda de energia foram também demonstrados. A pesquisa de tecnologia de membrana historicamente tendeu a se concentrar na incrustação da membrana. Normalmente, a incrustação é feita para abranger todos os fenômenos que causam uma diminuição na permeabilidade da membrana devido à deposição na membrana.

No caso de MBRs, a pesquisa parece ter sido dedicada ao estudo da incrustação de membranas, com ênfase na caracterização e também substâncias químicas que atuam com sucesso na limpeza (normalmente uma combinação de hipoclorito de sódio e ácido cítrico). Na prática, as eficiências de energia e os custos de membrana reduzidos que se combinaram para tornar os MBRs mais competitivos em custos parece ter surgido de inovações em projeto e engenharia de fabricação, respectivamente. Os desenvolvimentos reais que levaram a reduções de custos devem mais à engenharia.

Erkan *et al.* (2018), aplicaram um bioreator aeróbico de membrana submersa (sMBR) para o tratamento de águas residuais de um laticínio com 15 h de tempo de retenção hidráulica (TRH) e 40 dias de tempo de retenção de lodo, com permeado a fluxo constante. A eficiência de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>-N) e ortofosfato (PO<sub>4</sub>-P) eficiências de remoção foram de 98,2%, 95,4% e 88,9%, respectivamente. Os resultados demonstraram que o sMBR foi um método adequado e eficaz na para remoção de matéria orgânica e nutrientes para o tratamento de águas residuais leiteiras. As propriedades do lodo ativado, como EPS e concentração de PMS, proteínas e carboidratos, hidrofobicidade relativa, potencial zeta e distribuição do tamanho de flocos também foram investigados. De acordo com os resultados

obtidos, o tratamento teve um ótimo desempenho com a redução do conteúdo total de EPS maior em relação ao do tratamento de águas residuais domésticas pela tecnologia MBR.

Belli *et al.* (2019) montaram uma unidade experimental de um MBR em escala de bancada, com volume útil de 15L, construído em acrílico em forma elíptica (Figura 4). No reator foram instalados dois módulos de membrana de ultrafiltração (*polymem*), com tamanho de poro de  $0,08\mu\text{m}$  e área filtrante de  $0,9\text{m}^2$  para cada módulo. Os módulos de membranas foram instalados de modo a permanecerem submersos no reator, posicionados acima dos difusores de ar no intuito de minimizar a deposição de sólidos e a formação de biofilme sobre a superfície das membranas. A unidade experimental foi equipada com um painel de controle para a operação automatizada de toda a unidade experimental, a qual foi constituída de: bomba centrífuga, para enchimento do reator; misturador, para manter a biomassa homogeneamente distribuída no MBR; compressor de ar, para o fornecimento de oxigênio aos micro-organismos; bombas peristálticas, para gerar a força motriz ao processo de filtração; rotâmetros para o controle da vazão de ar; e dois vacuômetros digitais, instalados junto à tubulação do permeado, para determinação dos valores da PTM.



1: reservatório de esgoto; 2: bomba de alimentação; 3: misturador; 4: difusores de ar; 5: módulos de membranas; 6: sensor de nível; 7: vacuômetro digital; 8: bomba peristáltica de filtração; 9: painel de controle; 10: reservatório do efluente.

**Figura 4** - Reator experimental do sMBR aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, (Fonte: Belli *et al.* (2019))

A utilização da idade do lodo de 20 dias resultou em maior colmatação das membranas do sMBR. Nessa condição, a velocidade de colmatação foi de, aproximadamente, duas vezes maior do que a observada nas idades de lodo de 80 e 40 dias. A maior colmatação observada no período em questão foi atribuída a maior concentração de PMS e SPE no licor misto e a maior relação proteínas/polissacarídeos dos flocos biológicos. Apesar de se verificar uma baixa na velocidade de colmatação durante o período em que o reator foi submetido à idade de lodo de 80 dias, observou-se crescimento mais acentuado da PTM no período final dessa estratégia operacional. Foi revelado crescimento excessivo de bactérias filamentosas sob a idade de lodo de 80 dias, que foi entendido como sendo a causa do aumento da velocidade de colmatação mencionada. Os ensaios de filtração de bancada revelaram o mesmo comportamento, apontando para deterioração da filtrabilidade do licor misto no período final dessa estratégia em questão. Por outro lado, tais ensaios mostraram melhoria da filtrabilidade do licor misto sob a aplicação da idade do lodo de 40 dias. Por fim, observou-se para o período com idade do lodo de 20 dias nova deterioração da filtrabilidade, reforçando, assim, os resultados observados no sMBR quanto à velocidade de colmatação das membranas. De maneira geral, os resultados obtidos sugerem que a aplicação da idade do lodo de 40 dias resultou em licor misto com menor potencial incrustante, seja considerando os sólidos em suspensão ou o seu sobrenadante.

### 3. JUSTIFICATIVA

O setor siderúrgico requer um cuidado especial por demandar um volume de água muito grande e promover uma elevada contaminação química e bacteriológica, o que torna a água difícil de ser correta e adequadamente tratada para retorno ao meio ambiente. A reutilização das águas internamente aos processos siderúrgicos é uma forma de minimizar o impacto ambiental que o setor siderúrgico promove e reduzir tanto a captação das águas das fontes disponíveis como também o descarte das águas residuais, muitas vezes em condições não adequadas, impactando o meio ambiente e a própria saúde pública.

Com a instalação do sistema do Bioreator com membranas no processo de tratamento biológico da siderúrgica, será possível a reutilização da água residual de forma segura e com qualidade adequada para muitos usos internos à empresa.

Com o sistema experimental instalado em paralelo ao sistema industrial, será feita a aplicação das membranas para avaliar em menor escala o processo de filtração e com isso será dimensionado o tamanho necessário dos sistemas *Cross Flow* e *Air Lift*, incluindo número de membranas, tamanho dos equipamentos, carga elétrica necessária dentre outros parâmetros. O dimensionamento do sistema industrial será baseado neste experimento implantado.

O sistema industrial instalado em 2001 contemplava além do decantador secundário, um sistema de membranas de Ultra Filtração como tratamento terciário, o qual após um mês da partida da estação ocorreu um bloqueio total das membranas. Tentativas de limpeza foram aplicadas, mas não obtiveram sucesso. A aplicação do sistema experimental tem também o objetivo de avaliar o comportamento das membranas nas condições severas do efluente e quebrar o paradigma da aplicação de membranas neste processo, onde ocorrem contaminações com compostos orgânicos e inorgânicos e que podem prejudicar a operação das membranas. No final do teste quer se provar que o sistema de membrana é eficiente e econômico para o processo de tratamento da estação de tratamento biológico da siderúrgica.

Água é de fundamental importância para a vida uma vez que os mecanismos de metabolismo e síntese estão relacionados com as características da água. No entanto, vários contaminantes são introduzidos na água devido ao rápido desenvolvimento que gerou a urbanização, industrialização e atividades agrícolas. Com isso, compostos nitrogenados como os nitratos podem gerar sérios problemas

como a eutrofização dos rios, deterioração da qualidade da água e riscos de contaminação da vida animal e vegetal como também do próprio ser humano.

Os contaminantes solúveis facilmente podem contaminar as águas subterrâneas e superficiais ocasionando um problema grave no meio ambiente.

Explorar os processos de purificação de água por bioreatores com aplicação de tecnologia de ultrafiltração é uma tendência atual que deve ser estudada e conhecida com os devidos critérios.

Para se evitar problemas de contaminações danosas ao meio ambiente, a legislação regula os níveis máximos de muitos contaminantes. Os processos convencionais de tratamento retiram grande parte dos contaminantes, tanto nos processos físicos químicos como nos processos biológicos. Neste último, a necessidade de separação do biomaterial gerado, a separação por processo de decantação vem sendo utilizada há muito tempo e já é um processo clássico de tratamento. Com a nova tecnologia de membranas, surgiu uma nova forma de separação, deixando o processo de separação mais eficiente e com maior regularidade dos resultados, uma vez corretamente projetado e bem operado. Os novos tipos de membranas geram custos mais atrativos de aplicação desta nova tecnologia e têm promovido a sua viabilidade técnico-econômica, principalmente quando aplicados em processos que até então, não tinham solução tecnológica possível.

A grande vantagem com a separação por membranas de ultrafiltração é que podemos ter a separação dos contaminantes insolúveis, deixando a água com um teor de sólidos suspensos muito inferior em relação ao processo convencional de decantação, promovendo assim uma qualidade quanto à turbidez e teor de orgânicos totais muito melhor. Também a abertura dos poros da membrana de Ultra Filtração de 30nm não deixa permear vírus e bactérias que são componentes indesejáveis na água tratada e que nos processos convencionais a presença destes microrganismos é inevitável na saída do efluente da estação.

No processo industrial ora em estudo, o decantador em operação é único e trata 100m<sup>3</sup>/h de água clarificada, impossibilitando a parada para execução de manutenção. A opção seria a construção de mais um decantador para se trabalhar em paralelo ao atual e após a construção deste segundo equipamento, executar a manutenção do primeiro, o qual está há mais dez anos sem intervenção. No entanto a qualidade da água necessita ser melhorada em vários aspectos e também não existe

espaço suficiente para a construção de mais um decantador com as mesmas dimensões, necessárias para a produção de acordo com o projeto original. A instalação do processo de bioreator com membranas pode trazer uma solução que se adequará ao espaço disponível e também vindo a melhorar a qualidade do efluente tratado. A viabilidade econômica dependerá do estudo técnico com a aplicação do experimento de um bioreator com membranas para se verificar a vazão de permeado obtida e propor um sistema adequado e adaptado para o processo de lodos ativados ora em operação, vindo assim a substituir o decantador secundário atual. Também será avaliada a possibilidade de ampliar a produção da estação de tratamento, visto que um dos limitantes na produção é o decantador e o sistema de membrana poderá atender a uma maior vazão.



#### 4. OBJETIVO

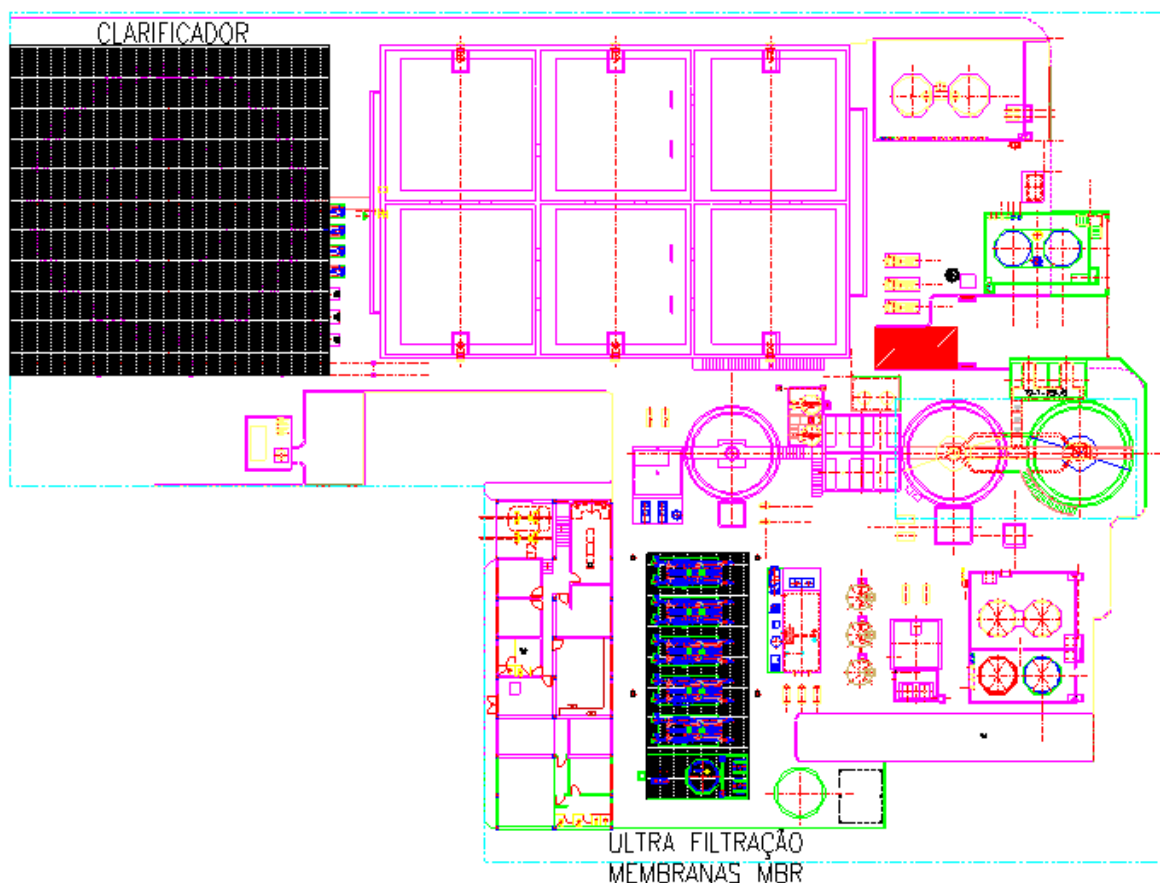
O objetivo da presente tese foi avaliar técnica e economicamente a aplicação de bioreatores com membranas para o tratamento de efluentes industrial, com tecnologia de Ultra Filtração tanto no processo *Air Lift* tanto como no processo *Cross Flow*.

##### Objetivos Específicos

1. Aplicar as membranas nos reatores biológicos para avaliar em menor escala, o desempenho dos processos de purificação e reuso;
2. Determinar o tamanho necessário dos sistemas *Cross Flow* e *Air Lift*, incluindo número de membranas, tamanho dos equipamentos, carga elétrica necessária dentre outros parâmetros para o sistema industrial. O dimensionamento do sistema industrial será baseado neste processo implantado;
3. Avaliar o comportamento das membranas com MBR *Cross Flow* e MBR *Air Lift* nas condições severas do efluente;
4. Avaliar se o sistema de membrana é eficiente e econômico para o processo de tratamento da estação de tratamento biológico.

## 5. MATERIAIS E MÉTODOS

Este projeto experimental foi realizado ao lado da estação de tratamento de efluentes industriais da siderúrgica cujo a planta é mostrada na figura 5. As membranas de Ultra Filtração *Air Lift* e *Cross Flow* foram avaliadas com o objetivo de aplicar esta tecnologia de membranas na estação de tratamento biológico com o objetivo de substituir o decantador secundário (figura 6), usado no tratamento de efluente convencional.



**Figura 5.** *Layout* original da estação de tratamento biológico (Fonte: acervo do autor).



**Figura 6.** Decantador secundário (Fonte: acervo do autor).

### **5.1. Membranas de Ultra Filtração**

A tecnologia de membrana para tratamento de água remonta de meados do século XIX, com os primeiros trabalhos pioneiros realizados por Wilibald Schmidt (1856), na Alemanha, que publicou o primeiro estudo de separação por ultrafiltração (UF), utilizando uma membrana de coração bovino. No início do século XX, Heinrich Bechhold (1907) começou a testar membranas sintéticas de UF e chegou a usar o nome "ultrafiltro". Sartorius Werke GmbH desenvolveu comercialmente as membranas de microfiltração em meados da década de 1920, após os estudos de Richard Zsigmondy e Wilhelm Bachman.

Membranas de osmose reversa (OR) capazes de remoção de sais dissolvidas da água do mar foram originalmente desenvolvidos por pesquisadores dos EUA na década de 1950. Iniciou-se desde então, avanços comerciais e aprimoramentos em métodos de fabricação promovendo quedas significativas nos custos de produção e aumentos na qualidade do produto em todos os tipos de membrana.

Pode-se dizer que a tecnologia de membrana tem aplicação comercial há 50 anos. O bioreator de membrana híbrido também foi desenvolvido no final da década de 1960 por Dorr Oliver. De certa forma, existe ainda uma relutância em aplicar a tecnologia de membrana que pode ser justificada por existirem problemas

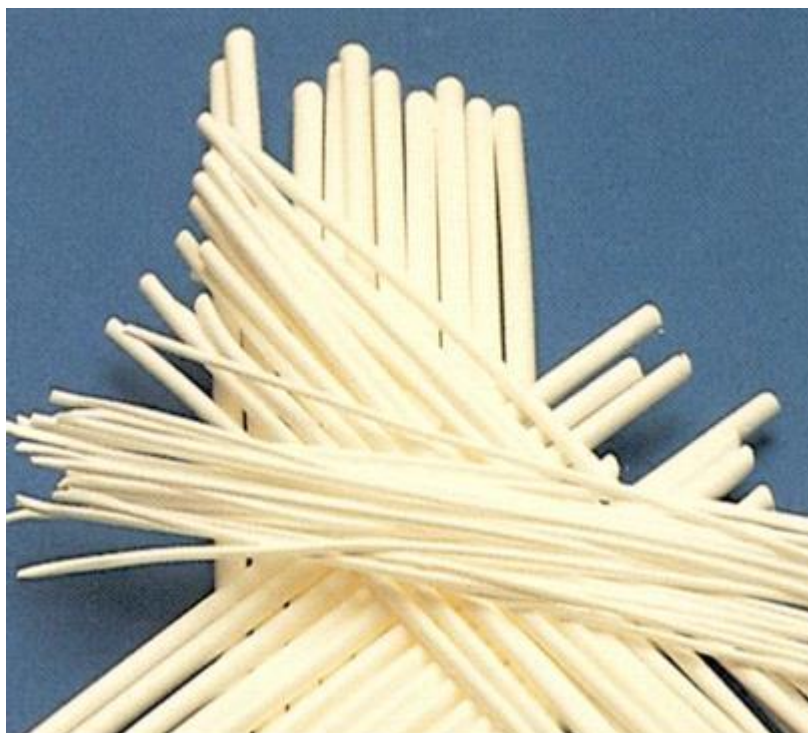
operacionais com alguma membrana. Operação e Manutenção (O&M) de qualquer processo de membrana tende a ser mais complexo que o processo clássico. Deve-se manter um bom controle de processo para evitar incrustações.

Em última análise, porém, a escolha entre as tecnologias clássica e de membrana depende em muito dos investimentos em capital e os custos operacionais.

Para uma instalação de membrana em grande escala, as OPEXs são determinadas predominantemente pela energia e substituição crítica de componentes (nomeadamente a membrana), taxas de abastecimento de água e descarga de águas residuais e outros itens como mão de obra e manutenção. Normalmente, as CAPEX incluem todos os equipamentos, serviços de instalação, como engenharia civil, Mecânica e Elétrica (M&A), consultorias e custos da área de instalação.

A tecnologia de membranas apresentou uma evolução nos últimos 20 anos, onde passamos a ter a possibilidade de aplicá-las em condições mais severas de processos. Os processos industriais normalmente geram substâncias que podem ser danosas, porém os materiais das membranas estão suportando adequadamente estas condições.

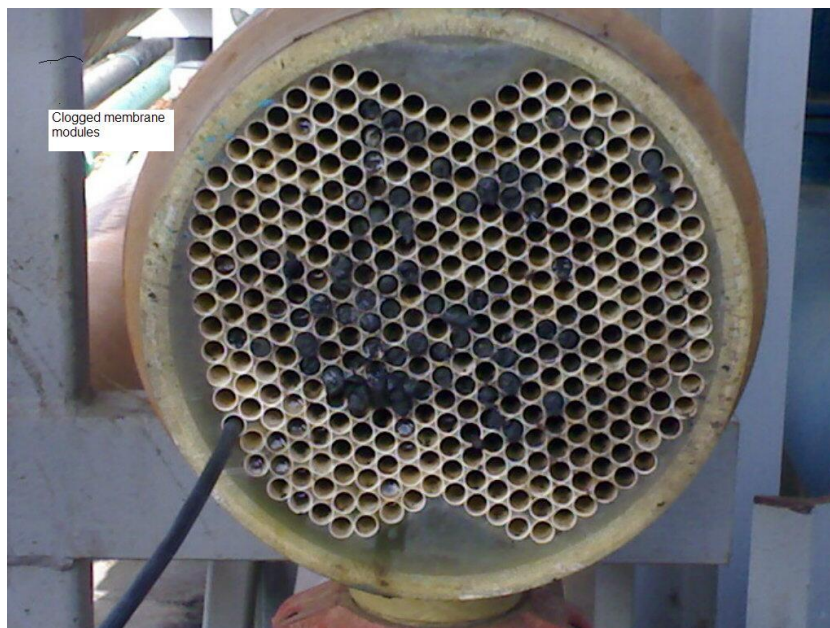
As membranas podem ser feitas de diversos materiais orgânicos e inorgânicos, tais como polímeros, cerâmicos, carbetos de silício, dentre outros. Em função do seu menor custo e da sua flexibilidade em obter diferentes morfologias de membranas, os materiais poliméricos são mais utilizados na fabricação como por exemplo Poliamida (PA), Polietersulfona (PES), Fluoreto de Polivinilideno (PVDF), dentre outros. Na figura 7 podemos ver membranas construídas na forma tubular que foram utilizadas na montagem dos módulos aplicados no processo de MBR.



**Figura 7.** Foto do material polimérico produzido na forma tubular e utilizado para a montagem dos módulos de Ultra Filtração (Fonte: acervo do autor).

As aplicações mais comuns das membranas no setor de saneamento são na produção de água potável; tratamento de água para fins industriais; pré-tratamento de sistemas de dessalinização de água do mar; polimento de efluentes e tratamento de efluentes. As membranas também podem ser montadas de várias formas como placa plana, espiral, capilares e tubulares.

Neste trabalho utilizaram-se as membranas tubulares com 30nm de abertura de poros, portanto um sistema de Ultra Filtração. As membranas têm também alta tolerância a limpeza com hipoclorito. Na figura 8 podemos ver a parte do frontal do módulo de Ultra Filtração aplicado em nosso experimento.



**Figura 8.** Foto do módulo de Ultra Filtração aplicado ao bioreator com membranas (Fonte: arquivo do autor).

### 5.1.1. Processos de separação por membranas

Os processos de separação por membrana têm um papel muito importante no setor de separação. No entanto, eles não foram considerados tecnicamente aceitáveis até meados da década de 1970. Os processos de separação por membrana diferem com base nos mecanismos de separação e no tamanho das partículas separadas. Os processos de membrana amplamente utilizados incluem microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e OR. Estes processos não envolvem mudança de fase e são acionados por pressão. A microfiltração e a ultrafiltração são amplamente utilizadas no processamento de alimentos e bebidas (microfiltração de cerveja, ultrafiltração de suco de maçã), aplicações biotecnológicas e indústria farmacêutica (produção de antibióticos, purificação de proteínas), purificação de água e tratamento de águas residuais, indústria de microeletrônica e outros. As membranas de nanofiltração e osmose reversa são usadas principalmente para fins de purificação de água.

### **5.1.2. Efluente a ser tratado**

Águas residuais são uma mistura de água com todos os tipos de compostos inorgânicos (areia, sais, etc.) e compostos orgânicos (proteínas, substâncias químicas, óleos, etc.). Uma parte destes compostos permanece dissolvida e outra parte fica na forma suspensa.

Quando discutimos o tratamento biológico de águas residuais, estamos interessados principalmente na eliminação de matéria orgânica (e nutrientes), por meio de microrganismos. A maioria dos componentes inorgânicos não será removida ou apenas de forma limitada numa estação de tratamento biológica. Obviamente, isto implica que, em altas concentrações de componentes inorgânicos (por exemplo, metais pesados, ferro, sulfatos, etc.) devem ser removidos por meio de um processo de tratamento físico-químico.

### **5.1.3. Caracterização da água residual para o tratamento biológico**

A caracterização das águas residuais é necessária tanto durante a fase de concepção do projeto, como na sua fase operacional. Na fase de projeto, a caracterização determina o tamanho e tipo de reatores e etapas de tratamento. Na fase de operação a caracterização é necessária para controlar o carregamento e a eficiência da planta. A caracterização faz a distinção entre compostos orgânicos e inorgânicos, dissolvidos e em suspensão. Além disso, parâmetros físicos-químicos como temperatura, pH e alcalinidade (capacidade tampão) desempenham um papel muito importante.

### **5.1.4. Potencial Hidrogeniônico - pH**

O valor do pH determina se uma solução aquosa (águas residuais, lamas, efluentes, etc.) é ácida, neutra ou básica. Um valor de pH é calculado com base na concentração de íons de hidrogênio na água residual, de acordo com a fórmula abaixo indicada.

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$$

Medida numa escala de 0 até 14, em que 7 representa o neutro. Quando o pH de uma solução é menor que 7 considera-se a solução ácida, e valores de pH acima de 7 considera-se uma solução básica. Para o tratamento biológico de águas residuais é necessário um pH próximo ao neutro.

#### **5.1.5. Temperatura - (°C)**

Temperatura de águas residuais tem uma grande influência sobre as taxas de biodegradação no tanque de equilíbrio (hidrólise de polímeros + pré-acidificação), e no tanque de aeração (degradação para compostos de CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e minerais).

#### **5.1.6. Redox (mV)**

Reações de redução e oxidação ou reações redox descrevem toda reação química na qual átomos têm o seu número de oxidação ou estado alterado. Este pode ser um simples processo de redox, tais como a oxidação do carbono para produzir dióxido de carbono (de tratamento de águas residuais aeróbica), ou a redução de carbono por átomo de hidrogénio, para se obter metano (tratamento anaeróbio de águas residuais), ou pode ser um processo mais complexo, tal como a oxidação do açúcar no corpo humano através de uma série de processos de transferência eletrônica.

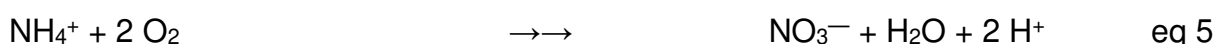
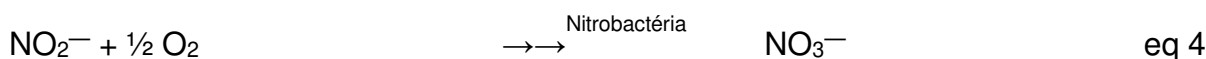
A oxidação é definida como um aumento da valência do íon, e redução é a diminuição da valência.

Reações não-redox, que não envolvam mudanças de carga formal, são conhecidas como reações de metátese.

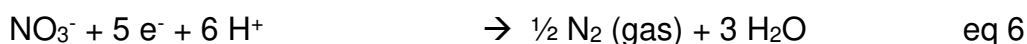


Exemplos de reação Redox no reator biológico:

1. Nitrificação (em presença de oxigênio), oxidação de amônia para nitrito e nitrito para nitrato:



2. Denitrificação (na ausência de oxigênio – sistema anóxico), redução de nitrato para nitrogênio gás:



3. A oxidação de glicose ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ ) para  $\text{CO}_2$  e a redução de oxigênio para água.



Os organismos podem promover a aquisição elétrons e, assim a solução é reduzida. Cada espécie tem seu próprio potencial de redução intrínseca; quanto mais positivo o potencial, maior a afinidade da espécie para promover a aquisição de elétrons e maior tendência a ser reduzida.

Em soluções aquosas, o potencial de redução é a tendência da solução em ganhar ou perder eletrons quando é sujeito a alterações pela introdução de uma nova espécie.

Uma solução com um potencial de redução mais elevado (mais positivo) do que as novas espécies terá uma tendência para ganhar eletrons a partir de novas espécies (ou seja, para ser reduzida por oxidação das novas espécies) e uma solução com um potencial de redução inferior (mais negativo) têm a tendência para perder eletrons pelas novas espécies (ou seja, a ser oxidado, reduzindo as novas espécies).

### 5.1.7. Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg O<sub>2</sub>/L)

O DQO é a medida da quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química de toda matéria orgânica na água residuária.



Para a determinação do DQO, o dicromato de potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) é utilizado como composto de oxidação química. Dicromato de potássio é um oxidante forte capaz de oxidar a maioria dos compostos orgânicos. A quantidade de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> consumida nestas reações químicas de oxidação pode ser convertida para a quantidade equivalente de oxigênio necessário para a oxidação. É bastante preciso o método de determinação do DQO. O tempo necessário para executar a análise é de cerca de 3 horas no processo convencional. Já existem equipamentos que padronizam a leitura do DQO de forma rápida e precisa.

### 5.1.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O<sub>2</sub>/L)

O DBO é uma medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar de forma biológica (por microrganismos) a matéria orgânica para os produtos finais de combustão simples (CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O).

Para determinar um DBO, uma amostra de água residual é semeada com micro-organismos e o consumo de oxigênio durante 5 dias a 20°C em um ambiente escuro é medido. A amostra é armazenada em um ambiente escuro para evitar reações fotossintéticas devido às algas. O resultado DBO é anotado como DBO<sub>5-20</sub>. Dentro de 5 dias nem toda a matéria orgânica é oxidada. Quanto maior for a percentagem de oxidação, melhor a biodegradabilidade do efluente.

A razão de DBO/DQO é uma medida para a biodegradabilidade do efluente. Um efluente é mais biodegradável quando a relação DBO/DQO for maior que 67%.

### 5.1.9. TSS: Total de Sólidos Suspensos (mg/L)

A concentração de sólidos em suspensão em uma amostra de água é a quantidade de material não dissolvido, expressa em mg/L. Uma amostra bem misturada é filtrada através de um filtro de fibra de vidro padrão ponderado e o resíduo retido no filtro é seco até um peso constante aquecido a 105°C.

O aumento no peso do filtro representa o total de sólidos suspensos.

$$\text{TSS} = (A - B) / \text{Volume da amostra}$$

$$\text{TSS} = \text{Total Sólidos Suspensos (mg / L)}$$

$$A = \text{peso (mg) do resíduo do filtro}$$

$$B = \text{peso (mg) de filtro limpo.}$$

O TSS pode ser parcialmente removido por meio de microrganismos ou ser acumulado no reactor biológico, em conjunto com as bactérias e em seguida, são removidos em conjunto com o excesso de lodo.

### 5.1.10. Sólidos Sedimentáveis (ml/L)

Partículas em suspensão nas águas residuais que sedimentam em um determinado intervalo de tempo são chamados sólidos sedimentáveis. Estes sólidos sedimentáveis por vezes são removidas num tanque de pré-clarificação (lodo primário).

A análise de sólidos sedimentáveis se determinada medindo o volume dos sólidos sedimentados após 45min num cone Imhoff. Este teste é um método rápido para se ter uma avaliação preliminar da quantidade de sólidos não-dissolvidos.

### 5.1.11. Turbidez (NTU)

A turbidez é a medida da turvação de um fluido provocado por partículas individuais (de sólidos suspensos), que são geralmente invisíveis a olho nu. Os fluidos podem conter a matéria sólida em suspensão consistindo em partículas de diversos tamanhos. Enquanto alguns materiais em suspensão são grandes e pesados

o suficiente para decantar no fundo do recipiente se o líquido estiver em repouso, é determinado assim os sólidos sedimentáveis. Partículas muito pequenas podem não decantar (partículas coloidais ou amostra sendo agitada regularmente) ou decantam muito lentamente. Estas pequenas partículas sólidas promovem a turvação do líquido.

A medida da turbidez utiliza um instrumento chamado nefelômetro com a configuração do detector instalado no lado oposto ao lado da aplicação do feixe de luz. Mais luz atinge o detector se há menor quantidade de pequenas partículas dispersas no fluido. As unidades de turvação de um nefelômetro calibrado são chamados Unidades de Turvação Nefelométricas (NTU). A quantidade de luz refletida para uma dada quantidade de partículas depende de propriedades das partículas como a sua forma, cor e reflectividade. Por esta razão, uma correlação entre turbidez e TSS é algo único para cada local ou situação.

#### **5.1.12. Tetracloroetano com substâncias extraíveis (gordura, óleo, graxa) (mg/L)**

A análise Tetracloroetano com substâncias extraíveis (TCEES) é um método para a quantificação do montante total de substâncias hidrofóbicas (lipofílicas) em água. Com compostos hidrofóbicos (por exemplo, gordura, óleo, graxa, cera, ácidos graxos, detergentes, etc) destinam-se todos os componentes que podem ser extraídos de uma amostra de águas residuais com Tetracloroetano.

**Observação:** Também outros solventes podem ser usados para a extração. A extração baseia-se no princípio de que componentes hidrofóbicos possuem uma maior afinidade por solventes hidrofóbicos (por exemplo, Tetracloroetano) do que a água hidrofílica. Quase todas as substâncias hidrofóbicas serão extraídas da amostra de água para o solvente.

Extração ocorre em um valor de pH baixo, para extrair moléculas orgânicas não dissociadas (em alguns casos deve-se quebrar a emulsão). O caráter hidrofóbico das moléculas orgânicas neutras é maior do que isso para a mesma molécula em seu estado ionizado.

Posteriormente, a quantidade de substâncias extraíveis é determinada pela absorção de um espectro de infravermelhos (IR - determinação fotométrica). As medidas da banda CH<sub>2</sub>-adsorção (2925 cm<sup>-1</sup>), banda CH<sub>3</sub>-adsorção (2958 cm<sup>-1</sup>) e

aromática banda CH-adsorção ( $3030\text{ cm}^{-1}$ ) são uma medida da quantidade de substâncias extraíveis presentes na amostra. Este método não é seletivo, isto significa que é apenas uma medida quantitativa, isto é, estas análises não apresentam nenhuma informação sobre a estrutura química exata da contaminação.

Moléculas hidrofóbicas podem estar presentes na água na forma dissolvida ou no estado emulsificado. Uma emulsão é uma solução coloidal presente na água. Como exemplo, temos pequenas gotículas de óleo ou gordura que flutuam na água, promovendo uma intensa turbidez na mistura.

Também é possível que os contaminantes hidrofóbicos estejam presentes em águas residuais em uma segunda fase que flutua na superfície da água (por exemplo uma película de óleo na água). Esta fase será completamente absorvida na fase hidrofóbica em caso de extração com Tetracloroetano. Como a densidade de óleos e gorduras é menor que a densidade da água, a fase hidrofóbica sempre tenderá a flutuar na fase da água.

## 5.2. Nutrientes

Microrganismos precisam do carbono (C) e também de outros elementos químicos para o seu metabolismo. Estes elementos são chamados de nutrientes.

Existem 2 tipos de nutrientes:

1. Macronutrientes (como C, H, O, N, P) que têm que estar presentes em quantidades relativamente elevadas.
2. Micronutrientes que são necessárias, mas não em quantidade.

Minerais: Ca, Mg, Na, Fe, K, etc.

Oligo-elementos: S, Co, Mn, Zn, Cu, Ni, Mo, Se, W, etc.

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são nutrientes importantes.

Tanto a escassez como o excesso de N e P ocorrem nas águas residuais. A escassez de outros macronutrientes é menos comum em tratamento de águas residuais. A relação DQO/N/P na proporção 400/5/1 normalmente expressa bem a

relação ideal. Também a relação DBO/N/P ideal é de 100/5/1 para os processos aeróbios.

Um déficit de nutrientes influencia o processo de biodegradação no nível de formação de células. Se houver escassez de nutrientes no efluente se faz necessária a fonte externa de nutrientes. Recomenda-se a dose de nutrientes com base em análises do efluente. Às vezes, a dosagem de N e P é feita na base de dados do efluente. Então, N e P são adicionados para o efluente até atingir relação acima mencionada de DBO/N/P ou DQO/N/P.

- N pode ser dosado como  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , ureia,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{Cl}$
- P pode ser dosado como  $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$

No caso de um excesso de um determinado nutriente, podemos ajustar o projeto ou o processo de tratamento e introduzir no projeto um pré ou pós-tratamento para remoção dos nutrientes. Excessos de nitrogênio e fósforo são comuns no ambiente de tratamento de águas residuais.

### 5.2.1. Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente essencial que é necessário para crescer os microrganismos. Nitrogênio pode estar presente em diferentes formas.

Podemos distinguir:

- Nitrogênio total ( $\text{N}_{\text{tot-N}}$ ) (mg N/l);
- Nitrogênio Kjeldahl (KjN-N) (mg N/l);
- Nitrogênio de amônio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) (mg N/l);
- Nitrogênio de nitratos ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) (mg N/l);
- Nitrogênio de nitrito ( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) (mg N/l).
- Nitrogênio total = Kjeldahl + nitrito + nitrato

Ao determinar o NTK, o nitrogênio orgânico é convertido em amônio pela digestão. Na etapa seguinte, amônio é medido.

### 5.2.2. Fósforo

Como o Nitrogênio, o Fósforo é uma molécula essencial para a vida dos microrganismos. Podemos distinguir as seguintes formas:

- $P_{\text{tot-P}}$  (mg/L): total de Fósforo. Ao determinar o Fósforo total, Fósforo orgânico é convertido em ortofosfato e determinado como ortofosfato.
- $PO_4^{3-}\text{-P}$ : ortofosfato.

Remoção biológica extra de fósforo pode ser introduzida na estação biológica pela alternância de fases aeróbicas e anaeróbicas. Se for necessária uma maior remoção de P, isso pode ser feito por remoção química, por exemplo pela precipitação com uma solução de  $FeCl_3$ .

Na literatura, às vezes o ortofosfato é representado como  $P_2O_5$ . Na tabela 3, os fatores de conversão são mostrados.

De/Para	P	$PO_4^{3-}\text{-P}$	$P_2O_5$
P	1	X 3,066	X 2,294
$PO_4^{3-}\text{-P}$	X 0,326	1	X 0,748
$P_2O_5$	X 0,436	X 1,337	1

**Tabela 3.** Conversão de quantidades estequiométricas para os radicais de Fósforo – fonte: acervo do autor

### 5.3. Descrição qualitativa de lodo ativado.

Em uma configuração de processo anaeróbio-aeróbio, três tipos de bactérias estarão presentes:

- Bactérias anaeróbias: que vivem sem oxigênio
- Bactérias anóxicas: podem sobreviver em condições anóxicas, onde apenas oxigênio ligado esteja presente (nitritos -  $\text{NO}_2^{-1}$ , nitratos -  $\text{NO}_3^{-1}$ , sulfatos -  $\text{SO}_4^{-2}$ , etc.).

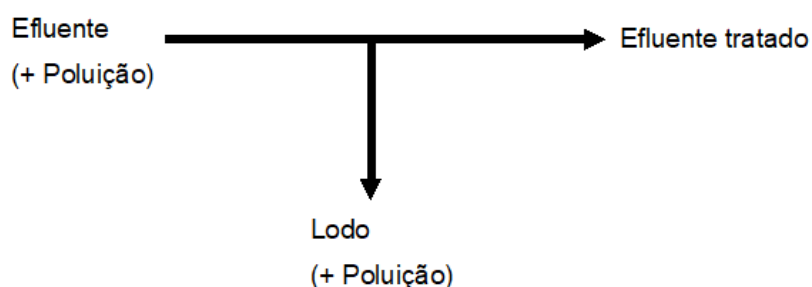
Estas bactérias são capazes de consumir oxigênio ligado em vez de oxigênio livre ( $\text{O}_2$ ) para o seu metabolismo;

- Bactérias aeróbias: precisam de oxigênio para seu próprio metabolismo e para biodegradar o substrato.

### 5.4. Tratamento de efluentes biológicos

Devido à sua simplicidade e flexibilidade os tratamentos de efluentes biológicos, são os mais utilizados e a melhor solução econômica para tratamento de águas residuais biodegradáveis.

O tratamento biológico de águas residuais pode ser representado de forma simplificada, como uma transferência de poluição de águas residuais para o lodo (Figura 9).





**Figura 9.** Esquema simplificado do tratamento biológico. fonte: acervo do autor

O modo de transferência depende da natureza exata de substâncias poluentes. No caso de substâncias orgânicas biodegradáveis, chamadas de substrato, é usado como alimento (fonte de carbono) para a lodo biológico.

Por meio da degradação de substrato, os microrganismos preveem as suas necessidades de energia (catabolismo / dissimilação) e construção de uma estrutura para o crescimento microbiano (anabolismo / assimilação).

Substâncias não-biodegradáveis, como os metais pesados, xenobiótica (compostos artificiais, prejudiciais para o ambiente), óleo mineral e outros compostos orgânicos recalcitrantes, não podem (ou apenas muito lentamente) ser metabolizados pela biomassa. Este tipo de poluição pode ser parcialmente removido de águas residuais por adsorção às partículas do lodo ou oxidação com Ozônio e Peróxido de Hidrogênio em processos após o tratamento biológico.

Os microrganismos necessitam de energia para o seu metabolismo. Estas necessidades energéticas são fornecidas por meio de reações de redox controladas enzimaticamente na célula bacteriana. A energia produzida por essas reações é capturada pela célula como ATP (trifosfato de adenosina). Estas moléculas de ATP liberam a energia armazenada nas suas ligações químicas, quando e onde for necessário.

Um receptor de elétrons é necessário para a oxidação enzimática do substrato absorvido (doador de elétrons). O receptor de elétron é reduzido, enquanto o doador de elétron é oxidado.

Em outras palavras, elétrons carregados negativamente são transportados do doador de elétron (substrato orgânico) para o receptor de elétrons, através de vias enzimáticas. Estas reações redox passam por várias etapas enzimáticas, que permitem que a célula capture a energia liberada por essas reações de oxidação química. A energia capturada pode ser usada para seus próprios fins (crescimento celular, manutenção de célula, reparação celular, partição de célula, etc.).

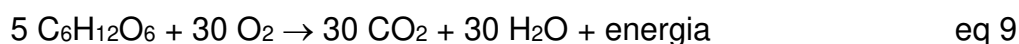
Em uma base do elétron receptor utilizada, são dois os tipos de tratamento biológico de águas residuais que podem acontecer, ou seja:

- Tratamento de águas residuais aeróbio (ou anóxico)

- Receptor final de elétrons: oxigênio em forma de  $\text{NO}_3^{-1}$  ou molecular,  $\text{O}_2$ .

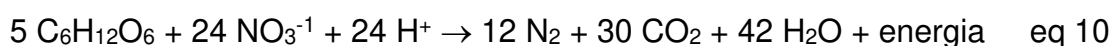
Para processos aeróbios o oxigênio molecular ( $\text{O}_2$ ) é o receptor de elétrons. Assim, é necessário prever ventilação suficiente no bioreator para obter uma degradação aeróbia controlada do substrato.

Abaixo a degradação aeróbia da glucose (uma molécula de substrato comum) é representada de forma simplificada. Na célula, esta reação evolui ao longo de muitos passos enzimáticos.



Em um ambiente anóxico, oxigênio molecular está ausente. No entanto, oxigênio está disponível no estado ligado, principalmente como nitrato ( $\text{NO}_3^{-1}$ ). Alguns gêneros de bactérias (por exemplo, *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Paracoccus*, etc.) são capazes de usar este nitrato como aceitador final de elétrons. No entanto, só fazem isso quando há uma falta de  $\text{O}_2$ . Somente quando não há absolutamente nenhum  $\text{O}_2$  disponível os microorganismos adaptarão sua cadeia de respiração e consumirão nitrato ( $\text{NO}_3^{-1}$ ).

O compartimento ou fase anóxica só é misturado, não é ventilado. A reação simplificada com glucose é mostrada abaixo.



**Observação:** Para remover o nitrogênio de forma biológica, um passo de nitrificação deve preceder a desnitrificação. Nitrificação implica que nitrogênio amoniacal seja convertido para nitrogênio na forma de nitrato. A desnitrificação implica na conversão de N-nitrato em nitrogênio gasoso  $\text{N}_2$ , que escapa para a atmosfera.

### 5.5. Tratamento anaeróbios de águas residuais

A digestão anaeróbica é a criação de energia por degradação biológica dos carboidratos na ausência de oxigênio. Para realizar a degradação anaeróbica completa a cooperação entre diferentes grupos de bactérias se faz necessária. Cada um destes grupos é responsável por uma etapa específica do processo de degradação anaeróbia (em ordem: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese: estas diferentes populações de bactérias trabalham muito próximas.)

Na última etapa de degradação anaeróbia (metanogênese) do processo, metano ( $\text{CH}_4$ ) é produzido. Este metano, juntamente com outros produtos finais gasosos de biodegradabilidade anaeróbia (principalmente  $\text{CO}_2$ , mas também  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{H}_2$ ;  $\text{NO}$ ,  $\text{O}_2$ ), é chamado de biogás. Uma grande parcela deste biogás (60 - 85 %vol). é constituída de energia, rica em metano (100% de  $\text{CH}_4 = 35 \text{ MJ/Nm}^3$ ). Isto torna possível usar biogás como fonte de energia para a geração de calor, energia mecânica ou energia elétrica.

Uma população muito específica de microrganismos é responsável pela biodegradação anaeróbia do substrato. Esta população anaeróbica é totalmente diferente de bactérias presentes em um processo aeróbio.

### **5.5.1. Tratamento Aeróbio versus Tratamento Anaeróbio**

Vantagens do tratamento aeróbio:

- Trabalho em temperaturas de 0 a 40°C. Aquecimento não é necessário;
- Alta eficiência de remoção do DQO. Sem necessidade de pós-tratamento;
- Remoção biológica de N e P é possível;
- Processo muito robusto;
- Curto período de início de processo (algumas semanas).

Desvantagens do tratamento aeróbio:

- Consumo elevado de energia devido à aeração;
- Produção de lodo 4 a 5 vezes maior do que para sistemas anaeróbios;
- Maior volume do reator em comparação com sistemas anaeróbios: cargas volumétricas são menores, principalmente devido a baixas concentrações de lodo. (Obs: isso só é válido para sistemas convencionais. MBR é também uma tecnologia compacta.

Vantagens do tratamento anaeróbio:

- Custo operacional baixo (não necessita de aeração);
- Produção de lodo baixa (custo baixo de operação);
- Menor impacto ambiental);

- Geração de biogás: fonte de produção de energia.

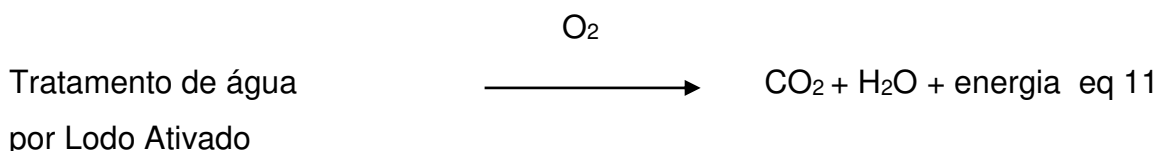
Desvantagens do tratamento anaeróbico:

- Pós-tratamento é necessário para remoção final de DQO;
- Não remoção de N e P: pós-tratamento necessário;
- Trabalho em temperaturas de 25 a 40° C. Aquecimento normalmente é necessário;
- Mais sensível a substâncias tóxicas presentes no tratamento;
- Tempo de partida relativamente longo.

Os principais parâmetros e princípios sobre o tratamento de efluentes biológicos aeróbios e anaeróbios são discutidos nos parágrafos seguintes.

### 5.5.2. Princípios de degradação aeróbia

Um processo biológico, aeróbico irá converter o substrato presente em águas residuais em CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e energia por meio de oxigênio e lodo ativado. A energia pode ser introduzida nos processos celulares e no crescimento de nova biomassa.



### Assimilação-dissimulação

- Dissimulação: Reações de produção de energia. Neste grupo de reações bioquímicas, substrato é degradado e os produtos finais CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, minerais, são removidos do processo. Energia vital para as bactérias é produzida durante estas reações. Em períodos de deficiência de substrato, as reservas de carbono armazenado são utilizadas para suprir a energia necessária da célula (respiração endógena). Esse processo também é chamado de respiração do substrato.

- **Assimilação:** Crescimento de biomassa. Matéria orgânica (principalmente carbono) é convertida em novo material de células por meio de energia de dissimilação e nutrientes (principalmente N e P). Quando não há nenhum substrato disponível o material das células, será digerido e oxidado. Isso também é chamado de respiração endógena. Para a assimilação do material novo da célula e armazenamento de carbono são utilizados produtos de degradação intermediária e reservas.

Obviamente, energia proveniente de processos de Dissimilação tem que ser aplicados para possibilitar a assimilação. Como consequência de processos de assimilação, a concentração de lodo aumentará continuamente. É por isso que é necessário remover o lodo do bioreator periodicamente.

Moléculas de substrato são a força motriz por trás do metabolismo bacteriológico que pode ser subdividido em 2 linhas principais.

Numa estação de tratamento aeróbio convencional constitui-se sempre no mínimo duas etapas fundamentais do processo, separadas:

1. **Alimentação e aeração:** nesta etapa do processo o efluente é trazido em contato com o lodo ativado (alimentação) e o oxigênio necessário é adicionado para o bioreator (aeração).

Em primeiro lugar, os componentes orgânicos são adsorvidos pelos flocos de lodo (acumulação). Na sequência, a verdadeira degradação enzimática da matéria orgânica irá começar (regeneração).

O substrato biodegradável é removido e oxidado (consumo de  $O_2$ ) sob condições controladas (temperatura, pH,  $O_2$ , nutrientes). A bio degradação ocorre nas células bacterianas, ao longo de vias bioquímicas. Parte do substrato é convertido para  $CO_2$  (escapa para a atmosfera),  $H_2O$  e outros compostos minerais (Dissimilação), outra parte é convertida para o novo material celular e reservas de carbono (assimilação).

2. **Separação e descarte:** após a aeração uma zona é criada no tanque de decantação, onde o lodo ativado "mais pesado" é separado da água tratada através da gravidade.

Após a sedimentação do lodo, a camada superior do efluente limpo flui em direção ao ponto de descarga.

Analogamente, o volume criado pela etapa de sedimentação é chamado volume passivo. Nesta etapa do processo ocorre somente separação pela gravidade entre água e lodo ativado. Processos de bio degradação já aconteceram na etapa de alimentação e aeração.

O processo de lodos ativados pode ser influenciado por vários fatores. Para garantir o tratamento eficiente de águas residuais condições ótimas para o lodo ativado devem ser criadas.

Seguem os parâmetros mais críticos:

- Fluxo de alimentação;
- Oxigênio;
- pH;
- Nutrientes;
- Temperatura;
- Compostos tóxicos.

### **5.5.3. Fluxo de alimentação (quantidade e composição)**

Cada projeto de tratamento de águas residuais é projetado para lidar com uma carga orgânica e hidráulica máximas. Para sistemas aeróbios a carga orgânica é expressa em kg de DBO por dia ou kg de DQO por dia ou em um número de Habitante Equivalente (HE), sendo que 1HE é igual a 54g de DBO. Cargas hidráulicas são normalmente expressas em m<sup>3</sup>/dia, m<sup>3</sup>/h, L/s ou m<sup>3</sup>/s.

É muito importante respeitar a carga orgânica e hidráulica máxima e nunca exceder este limite. A capacidade do sistema de aeração baseia-se nessa carga máxima.

Quando a carga orgânica é excedida podemos falar de um sistema sobrecarregado. Dispositivos de aeração não podem mais entregar O<sub>2</sub> para o lodo ativado. Em consequência, haverá uma queda imediata para 0 (zero) mg O<sub>2</sub>/L da concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) no bioreator.

O impacto é bastante negativo sobre o processo de tratamento biológico:

- Deterioração da qualidade do efluente:  $O_2$  insuficiente para oxidar e degradar todos os compostos orgânicos (DBO/DQO);
- Circunstâncias anaeróbias no lodo ativado: produção microbológica de ácidos graxos e  $H_2S$  (incômodo do odor).
- Composição das águas residuais também desempenha um papel importante e pode interferir no processo de tratamento.

Algumas recomendações importantes:

- Uma população de lodo irá moldar-se em conformidade com a composição de águas residuais (adaptação do lodo). Súbitas e grandes mudanças na vazão e/ou na composição das águas residuais são difíceis de processar e devem ser evitadas;
- Óleos e gorduras só são biodegradáveis de forma limitada e podem prejudicar seriamente a transferência de oxigênio ao lodo. Obviamente, estas substâncias hidrofóbicas devem ser removidas o máximo possível em um pré-tratamento. Quando o teor de gordura e óleo em águas residuais fica muito alto isso muitas vezes promove o amontoamento do lodo reduzindo a sua capacidade de deterioração.
- Uniformizar a carga orgânica e hidráulica ao longo do tempo (por meio de um tanque de equilíbrio) é muito importante para obter um efluente de boa qualidade e melhor controle operacional. Devem-se evitar picos tanto elevados como baixos na carga do sistema.

#### **5.5.4. Oxigênio (aeração e mistura)**

No tratamento aeróbio de águas residuais, o suprimento de oxigênio é indispensável para oxidar a matéria orgânica e nitrogênio amoniacal por meio da biomassa. A falta de oxigênio influenciará as eficiências de remoção imediatamente.

Oxigênio tem que estar presente na forma dissolvida, isto é indicado pelo termo "Oxigênio Dissolvido (OD)".

O projeto deve contemplar uma concentração mínima no tanque de aeração de 1 a 2 mg O<sub>2</sub>/L.

Em um sistema de lodos ativados, existem 3 processos que requerem O<sub>2</sub>:

- Respiração de substrato: oxidação do substrato (0,6 kg O<sub>2</sub>/kg DBO);
- Respiração endógena: manutenção de célula (0,08 - 0,15 kg O<sub>2</sub>/kg MLSS \*dia);
- Nitrificação: conversão do Nitrogênio amoniacal - N para nitrato (4,6 kg de O<sub>2</sub>/kg de N).

Entrada de O<sub>2</sub> pode ser feita por meio de um aerador de superfície (introduz na água o ar que se encontra em torno do equipamento), uma aeração de bolha fina (injeção de pequenas bolhas de ar na água) ou um aerador submerso. Às vezes até mesmo oxigênio puro pode ser usado para a aeração em um processo de tratamento biológico.

Aeração em um processo de lodos ativados consiste em 2 processos:

- Processo físico: oxigênio dissolve-se na água e é posteriormente transportado para os flocos do lodo ativado (por meio de difusão e turbulência);
- Processo bioquímico: antes do O<sub>2</sub> ser usado pelas organelas celulares, moléculas de O<sub>2</sub> precisam difundir através da membrana celular.

Obviamente a transferência de oxigênio em sistemas biológicos é influenciada por vários fatores, como: composição das águas residuais, temperatura, tipo de sistema de aeração, características de lodo e configurações do reator.

Falta de oxigênio em uma estação de tratamento pode ser causada por:

- Sobrecarga orgânica da planta: carga real versus carga de projeto;
- Demasiada carga de gordura, óleo ou surfactantes no bioreator;
- Concentração de lodo muito alta: impacto negativo na taxa de transferência de oxigênio e aumento da respiração endógena;



- Aumento do volume do lodo filamentoso (por exemplo, Nocardia);
- Falha do sistema de aeração.

Na entrada do efluente bruto no tanque de aeração, a concentração de oxigênio pode estar mais baixa do que em outras partes do bioreator. Neste ponto a demanda de oxigênio é maior e ocorre um gradiente de OD ao longo do fluxo do efluente.

A falta prolongada de oxigênio pode levar a:

- Forte redução da eficiência de remoção de carga orgânica;
- Formação de biomassa filamentosa e assim reduzindo a eficiência de decantação do lodo no decantador secundário;
- Incômodo de odor devido a formação de ácidos graxos, H<sub>2</sub>S e mercaptanas nas condições anaeróbias;
- Bloqueio das reações de nitrificação (oxidação do NH<sub>4</sub>-N) e, portanto, também na remoção de N;
- Perda de biomassa.

Concentrações de oxigênio muito alto não provoca um decréscimo da eficiência do processo. No entanto, concentrações maiores devem ser evitadas por causa de:

- Consumo maior de energia;
- Flocos pequenos e redução da capacidade de decantação do efluente e aumento da turbidez);

É possível também a formação de bactérias filamentosas em alguns casos excepcionais.

### **5.5.5. Nutrientes**

Como mencionado, os nutrientes são essenciais para o crescimento da biomassa, a falta deles pode limitar o nível da formação de células. Os nutrientes mais importantes são o nitrogênio (N) e fósforo (P), os quais são chamados de macronutrientes.

N e P devem estar presentes em uma proporção bem especificada com a carga orgânica de entrada. Na literatura se pode encontrar valores de 100/5/1 como BOD/N/P. a proporção ideal de efluentes de sistemas com carga elevada. Uma relação DBO/N/P de 100/5/1 na verdade significa que para cada 100 mg/L de DBO a biomassa precisa de 5 mg/L de N e 1 mg/L de P.

Para uma estação de tratamento com uma carga de lodo baixa (menor crescimento de lodo) pode ser usada a seguinte proporção: DBO/N/P = 100/3/0,5.

Ao lado de N e P, microrganismos também necessitam de alguns micronutrientes. Em literatura se pode encontrar o Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Cr e Co como sendo os micronutrientes mais importantes.

Se os nutrientes não estão disponíveis em quantidade suficiente no efluente bruto, eles devem ser adicionados. Isto aplica-se para N e P em primeiro lugar, mas também é possível que outros elementos devem ser dosados no efluente bruto.

### **5.5.6. Temperatura**

Sistemas de lodo ativado devem ser operados dentro do intervalo de temperatura de 5 a 35°C. Temperatura em um sistema de lodo ativado determina a taxa das reações bioquímicas de biodegradação. Quanto maior a temperatura, mais rápido essas reações ocorrem:

- Degradação do substrato;
- Crescimento de biomassa;
- Nitrificação / denitrificação.

Além disso, o lodo ativado irá se recuperar mais facilmente de uma contaminação tóxica quando as temperaturas são mais elevadas. A principal razão para isso pode ser encontrada no aumento das taxas de crescimento de lodo com o aumento das temperaturas.

As estações de tratamento irão funcionar com mais eficiência em temperaturas mais altas. No entanto, se a temperatura atinge um nível muito alto (35-40°C), a atividade biológica pode sofrer com este aumento. Se a temperatura é

elevada por um período muito longo, a queda na atividade até pode ser permanente, a perda da atividade torna-se então totalmente irreversível.

Reações de nitrificação dependem muito da temperatura. Em temperaturas abaixo de 20°C as taxas de reação de nitrificação diminuem significativamente, para parar quase completamente em temperaturas abaixo de 10°C. Reações de denitrificação são menos sensíveis à temperatura.

### **5.5.7. Inibição por compostos tóxicos**

Em determinadas circunstâncias, a eficiência de remoção em um sistema de lodo ativado pode diminuir acentuadamente ou, na pior das hipóteses, parar completamente. Compostos tóxicos no afluente poderiam ser responsáveis por esse fenômeno. Depois de atingir o bioreator estas substâncias inibidoras têm um efeito negativo sobre a atividade biológica.

Exemplos de inibição são: toxicidade por metais pesados, envenenamento pela presença de compostos orgânicos (fenóis, detergentes catiônicos, antibióticos, etc.) e de oxidantes fortes, dentre outros.

Para preservar as condições de bom funcionamento de uma estação de tratamento a presença de compostos tóxicos no afluente deve ser limitada até um mínimo absoluto.

O efeito sobre a biologia depende, dentre outros fatores, da natureza e da concentração de compostos inibitórios e das condições ambientais (pH, potencial redox, etc.).

O efeito da toxicidade em processos de tratamento de águas residuais pode ser subdividido em 3 categorias:

- Inibição da atividade. População microbiana continua funcionando, mas em taxas mais baixas em comparação com circunstâncias normais.
- Parar completamente toda a atividade microbiana. Todas as bactérias morrem, ou vão para um estado vegetativo, estático, no qual eles são metabolicamente inativos. Em certos casos, a atividade biológica pode ser retomada após a remoção dos compostos tóxicos do bioreator.

- A terceira categoria é uma forma muito mais específica de toxicidade. Atividade microbiana geral não é afetada, apenas a degradação de um tipo específico de substrato é inibida. Este problema é frequentemente encontrado em sistemas onde compostos xenobióticos são degradados por meio de co-metabolismo.

Para ser capaz de avaliar o impacto da inibição em processos de todos os tipos de atividades é importante conhecer os mecanismos da toxicidade de determinadas substâncias.

Parede celular bacteriana pode ser completamente destruída por metais pesados, fenóis, detergentes, compostos de amônio quaternário e certos álcoois. A permeabilidade da parede celular é aumentada e finalmente isso se torna mortal para a célula.

- Mudança de estrutura de determinadas proteínas e enzimas, e como resultado ocorre a perda das suas funções na célula. Isso pode ser causado por halogênios, fenóis e álcoois específicos.
- Interferência com a atividade de enzimas intracelulares pode retardar ou parar a atividade metabólica. Compostos que são tóxicos, de acordo com este efeito são, dentre outros, cianeto, oxidantes fortes (cloro, hipoclorito, etc.), fenóis, metais e metalóides.
- Interferência com a produção de ácidos nucleicos (DNA e RNA) pode trazer a reprodução bacteriana (divisão celular) a uma paralisação. Metais pesados podem causar este tipo de inibição.

A condição ambiental desempenha um papel importante no impacto que têm substâncias tóxicas. Isto se aplica principalmente para os metais pesados. A toxicidade dos metais pesados é determinada pela sua concentração, estado de oxidação, o pH ambiental, potencial redox, tipo de sistema microbiano que é "envenenado" (por exemplo, aeróbia ou anaeróbia, bactérias nitrificantes, etc.) e o potencial de adaptação das bactérias em questão.

As formas tóxicas de metais são seus complexos aniônicos e sais solúveis (íons). Sais não dissolvidos, óxidos e metais mesmo elementares raramente são tóxicos.

O efeito do pH é duplo: primeiro as bactérias são sensíveis ao pH em si. Obviamente, em valores de pH muito alto ou muito baixo, a toxicidade ocorre pelo próprio efeito desta variação. O pH também tem um efeito indireto sobre a toxicidade do metal. A solubilidade dos íons metálicos é dependente do pH: quanto menor o pH, maior o potencial de dissolver metais na água, aumentando a toxicidade na água.

Em um sistema anaeróbio o enxofre está presente como sulfeto, enquanto em um sistema aeróbio o enxofre está presente sob a forma de sulfato. Uma vez que a solubilidade dos sulfetos metálicos é muito menor do que o de sais de sulfato, haverá uma maior fração dos metais pesados precipitado (como sulfetos metálicos) em um sistema anaeróbico. Desta forma uma percentagem significativa de metais pesados será, assim, inofensiva, em um sistema anaeróbico. Em geral, um sistema anaeróbico será menos sensível pela intoxicação por metal pesado.

As bactérias nitrificantes têm a reputação de serem muito sensíveis à inibição.

Abaixo uma lista de compostos inibidores é apresentada com as respectivas concentrações tóxicas. O intervalo de concentração apresentado, para o menor valor uma inibição na atividade microbiana é esperada, o valor mais elevado indica onde a atividade microbiana para completamente.

**Observação:** lista com os principais produtos tóxicos e outros compostos tóxicos podem coexistir e ter efeitos sinérgicos entre eles.

- Cobre: 0,01 a 20 mg/L (muito tóxico)
- Zinco: 0,3 a 10 mg/L
- Cádmio: 0,1 a 20 mg/L
- Cromo: 25 mg/L
- Níquel: 25 mg/L
- Chumbo: 900 mg/L
- Cobalto: 0,3 a 10 mg/L
- Mercúrio: 0,01 a 20 mg/L
- Metanol: 90 mg/L
- Isopropanol: 55 mg/L
- Acetona: 75 mg/L
- Pentaclorofenol: 1 a 200 mg/L
- Cianeto: 10 a 150 mg/L

- Produtos de gasolina: 100 a 500 mg/L (transporte do O<sub>2</sub> é bloqueado)
- Carboidratos Clorados: 100 a 1000 mg/L

### **5.5.8. Lodo ativado**

Para tratamento de efluentes biológicos aeróbios, o processo de lodos ativados é usado em grande escala. O lodo ativado é uma mistura de água com bactérias, fungos, organismos superiores (protozoários e metazoários), etc.

Os processos que ocorrem em uma estação de tratamento são 100% naturais e fazem parte dos ciclos da matéria. Inúmeros microrganismos, principalmente bactérias e fungos, estão envolvidos na reciclagem de elementos químicos (C, N, P, S, etc.) da matéria orgânica presente. Esta mistura de microrganismos libera os elementos químicos que estão ligados na matéria orgânica (mineralização e degradação da matéria orgânica).

Graças a estes processos de degradação, os elementos químicos podem ser reutilizados por organismos fotossintéticos (incorporação de matéria orgânica e biomassa). Em outras palavras: o ciclo está fechado.

Em um ambiente natural poucos desses microrganismos estão presentes para garantir total biodegradação e conversão de substâncias orgânicas de forma rápida e eficiente. É por isso que são mantidas as condições ideais do bioreator para o crescimento de lodo ativado (temperatura, pH, alimentação adequada, oxigênio suficiente, nutrientes). Este "cultivo do lodo" leva a grandes quantidades de biomassa que pode ser mantido em uma estação de tratamento, para que a biodegradação possa acontecer de forma rápida e controlada.

Assim, um bioreator pode ser considerado como uma intensificação controlada de um processo natural de autolimpeza.

O metabolismo bacteriano é o coração de cada processo de tratamento biológico de águas residuais. No entanto, para obter-se um efluente adequadamente tratado, um passo de separação tem que ser inserido a fim de remover as partículas de lodo da água tratada. O mecanismo de separação aplicada em uma estação convencional é a sedimentação, os flocos do lodo ativado decantam embaixo e a camada de água acima pode ser descarregada, como um efluente limpo.

Outros mecanismos de separação também podem ser usados para a separação do lodo aeróbio e já passam a fazer parte do novo cenário de tratamento de águas residuais:

- Filtração com membrana é uma das possibilidades. Neste caso, a estação de tratamento é chamada de bioreator com membrana. Partículas de lodo são grandes para passar por uma membrana de micro ou ultra filtração, enquanto que as moléculas de água são pequenas (e também todas as substâncias dissolvidas) podem passar através da barreira semipermeável da membrana sem qualquer restrição (efeito de peneira). No entanto, separação espontânea dos componentes entra em conflito com a segunda lei da termodinâmica (lei da entropia). Isto significa que a energia deve ser adicionada ao sistema de membrana por meio de uma força motriz a fim de ser capaz de extrair água da mistura.
- Outra técnica de separação utilizada no tratamento de águas residuais é a flotação. Através da entrada de ar na mistura lodo-água é criada uma camada de flotação. Nesta camada as partículas de lodo são "capturadas" por micro bolhas de ar. A camada de flotação é removida da superfície do reator por meio de um mecanismo de raspagem. Desta forma as partículas de lodo (sólido) são removidas e um efluente limpo é produzido.

A introdução de ar em uma mistura de lodo e água pode ser feita de maneiras diferentes. A tecnologia usada com mais frequência é o Flotação por ar dissolvido (DAF): água pressurizada saturada com ar é conduzida para o tanque de flotação. Em seguida uma etapa de descompressão ocorre e com a supersaturação com ar no tanque de flotação formam-se microbolhas de ar. Essas bolhas se movem em direção à superfície do tanque de flotação e capturam as partículas de lodo (parcialmente hidrofóbico). Por causa da diferença de densidade entre a água e os conglomerados de ar-lodo formados pode desenvolver uma camada de flotação do lodo ativado.

### **5.5.9. Água e substâncias orgânicas em lodo ativado**

#### **Água no lodo ativado**

Lodo ativado tem um alto teor de material orgânico, mas é composta principalmente por água. A percentagem de água no lodo ativado pode ficar acima de 99%.

Água no lodo ativado pode ser subdividida em diferentes classes:

- Água livre, que não está associada a partículas;
- Água intersticial, que é limitada pelas forças capilares;
- Água de superfície, que é limitada pelas forças adesivas;
- Água intracelular, que está presente no interior da célula.

Apenas a parte da água livre pode ser separada durante o desaguamento mecânico e redução do volume de sólidos gerados (centrífuga, filtro prensa, etc.). Água que está firmemente ligada à superfície do lodo, só pode ser removida por processo de alta demanda de energia, como processos de secagem térmicos.

### **Partículas de origem não-bacteriana**

Ao lado dos microrganismos e das partículas excretadas por eles, tem-se as substâncias orgânicas e inorgânicas que não são produzidas pela biologia e são presentes no lodo ativado. Muitas vezes estas partículas entram no bioreator juntamente com o afluente e, eventualmente, são envolvidas pelos flocos do lodo. Exemplos destes são fibras de papel, areia, argila, sais precipitados, plástico, etc.

A presença destas partículas no lodo ativado depende do tipo de águas residuais e da presença de um equipamento adequado para a remoção, como pré-clarificador, filtro (filtro tela, peneira parabólica, etc.) ou outro dispositivo de pré-tratamento na entrada da estação.

### **5.5.10. Microbiologia de lodos ativados**

A bio degradação dos contaminantes é o coração das tecnologias do tratamento de águas residuais que fazem uso do processo de lodos ativados. Visto a partir deste ponto de vista, os microrganismos (bactérias, fungos, protozoários e metazoários) são os mais importantes elementos do sistema, por ser o componente ativo do lodo ativado.



## **Lodo ativado e células soltas**

Bactérias (por exemplo, *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, etc.), são os tipos de microorganismos que estão mais presentes em um sistema de lodo ativado. As bactérias podem estar presentes como células livres, desvinculadas ou podem ser organizadas nos flocos de lodo. Boas propriedades formadoras de flocos são muito importantes para garantir uma boa separação entre lodo e água limpa em uma estação de tratamento convencional. Desde que as concentrações de lodo em um bioreator são bastante elevadas, a relação entre a concentração de substrato alimentado e a quantidade de biomassa é relativamente baixa. Com carga de lodo baixa, muitos gêneros de bactérias tendem a ficar juntos. Desta forma, certas bactérias formam flocos (em um ambiente com pouco substrato). Essa técnica é usada por bactérias para se protegerem contra predadores e para evitar um ambiente mais hostil. Quando este fenômeno é combinado à seleção natural no sentido da formação de flocos de bactérias é certo que, sob as condições adequadas de processo, um bom lodo se desenvolve. Seleção natural no sentido de bactérias formadoras de flocos tem lugar devido a etapa de sedimentação imposta. Devido à velocidade de sedimentação das células soltas e dos pequenos flocos que estão presentes no bioreator, estes são conduzidos juntamente com a água, prejudicando a separação.

**Observação:** Se a etapa de sedimentação é imposta ao lodo, por exemplo, em um sistema de membrana (MBR) estrutura do floco pode diminuir drasticamente e a eficiência de tratamento nesta separação se manterá com bom desempenho.

Flocos de lodo, que consistem em células bacterianas (mortas ou vivas), juntamente com partículas de origem não bacteriana, são mantidos juntos por uma matriz de lodo de substâncias poliméricas (EPS: polissacarídeos extracelulares) e forças de atração química. A maioria das bactérias são carregadas negativamente. Os íons carregados positivamente, mais especialmente os bivalentes como  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , melhoram o acoplamento entre as células.

De acordo com as condições do processo podem ocorrer variações significativas na morfologia, estrutura e tamanho dos flocos de lodos ativados. O tamanho dos flocos pode se distinguir em três classes:

- Flocos pequenos (pontual): <25 micrômetros de diâmetro;
- Flocos médios: diâmetro 25-250 micrômetros;
- Flocos grandes: >250 micrômetros de diâmetro.

Células soltas são células que não estão vinculadas em um floco, assim flutuam livremente na água. Dois principais mecanismos são responsáveis pela ocorrência de células soltas: células presentes no afluente e quebra dos flocos por forças de cisalhamento (aeração, bombeamento, etc.).

Em estações convencionais a presença de células soltas causa sérios problemas de tratamento. O teor de sólidos em suspensão cresce e é impossível extrair um efluente com baixa turbidez.

Nos sistemas MBR as células soltas são retidas na membrana, deixando o efluente isento de bactérias. Esta é uma das grandes vantagens dos sistemas MBR.

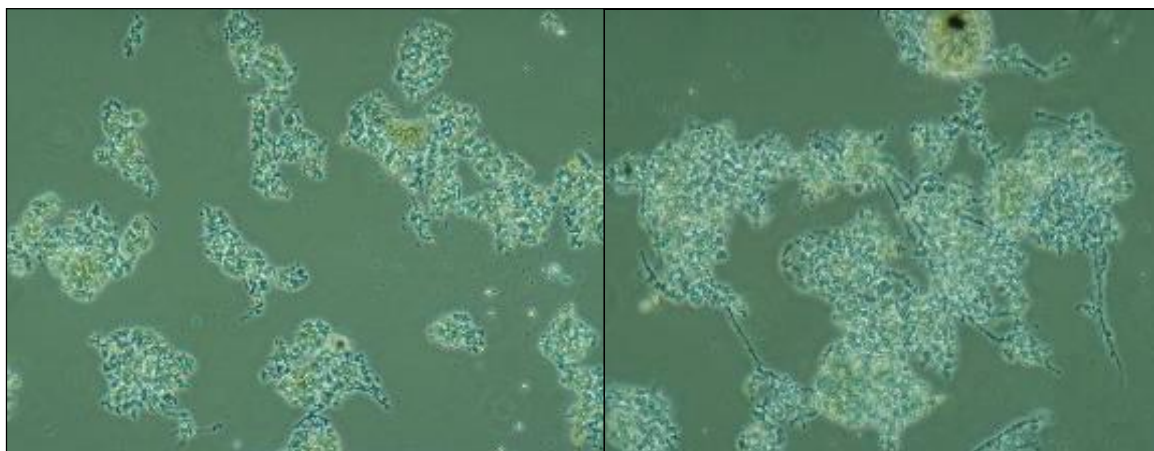
#### **5.5.11. Bactérias filamentosas**

Microrganismos em que as células ficam juntas após a divisão celular para formar uma estrutura alongada são chamados de bactérias filamentosas. Crescimento na forma de um filamento é típico para determinados tipos de microrganismos, principalmente bactérias. Exemplos são *Microthrix parvicella*, *Haliscomenobacteria hydrossis*, etc. Os gêneros bacterianos mencionados ocorrem em forma de filamentos em praticamente todas as circunstâncias.

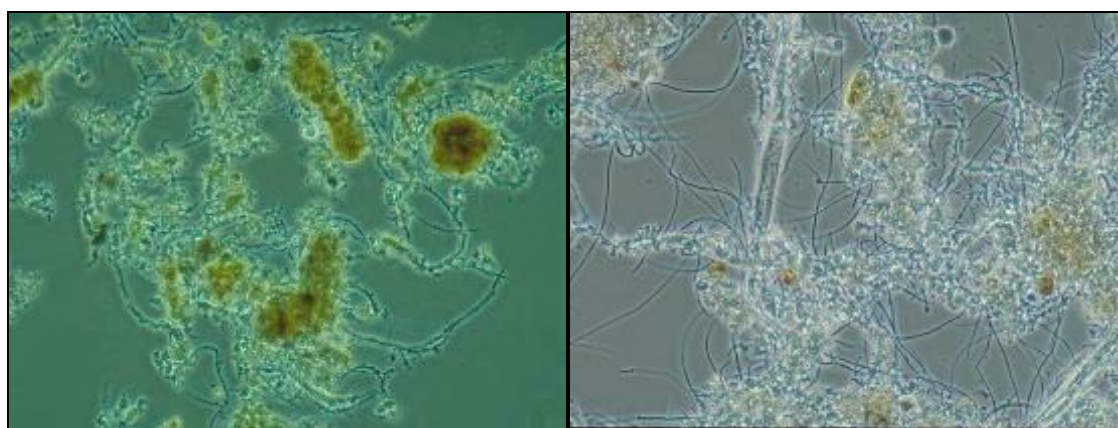
Bactérias filamentosas, como formador do floco, contribuem para o processo de tratamento de águas residuais. No entanto, um crescimento maciço de microrganismos filamentosos leva a uma deterioração da sedimentação e propriedades de desaguamento. Os filamentos são uma possível causa da dificuldade de assentamento do lodo).

Tamanho da população de microrganismos filamentosos em um sistema de lodo ativado pode variar muito e muitas vezes é refletido pelo índice de filamento. Este índice começa em 0 (filamentos quase ausentes) e termina em 5 (grande excesso de filamentos). O uso do índice de filamento requer alguma experiência e interpretação própria do pesquisador como pode ser observado nas figuras 10 e 11.

Outros métodos de quantificação, como contagem, são muito demorados para controle de rotina de um sistema de lodo ativado.



**Figura 10.** Esquerda: foto da população do lodo com FI = 0; Direita: foto da população do lodo com FI=1 (os flocos principais com quase nenhuma bactéria filamentososa). (Fonte: acervo do autor).



**Figura 11.** Esquerda: foto da população do lodo com FI = 3; Direita: Foto da população do lodo FI = 4 (Bactérias filamentosas é a maioria comparadas aos flocos). (Fonte: acervo do autor).

Embora não haja nenhum padrão para um sistema MBR, quantidades elevadas de bactérias filamentosas podem provocar um efeito negativo na sua operação. Filamentos são conhecidos por aumentar a resistência à filtração do lodo com fluxos de filtrado menores e provocando uma maior PTM e como resultado, no processo de bioreator com membranas as bactérias filamentosas (que se fixam facilmente à superfície da membrana) formam uma matriz de filamento relativamente

rígida na superfície da membrana (o que aumenta a resistência ao fluxo de uma forma comparável à filtração por torta).

Quantidades elevadas de bactérias filamentosas em lodos ativados também tem um efeito negativo sobre a eficiência de aeração.

#### **5.5.12. Filamentos versus flocos**

A separação entre flocos de lodo e água limpa é um processo importante, com importantes consequências para a qualidade dos efluentes. Obviamente, a quantidade de filamentos na lama é um parâmetro importante para determinar a qualidade do lodo.

Para favorecer a formação de flocos de biomassa com os microrganismos filamentosos, é gerada uma fase de baixa disponibilidade de substrato e o gradiente de substrato pode ser estabelecido.

Na verdade, tudo se resume à criação de um acúmulo e regeneração em diferentes fases, no tanque de aeração. Na etapa de acumulação o lodo é alimentado (e ventilado), o substrato livre está disponível. Nesta fase, os formadores de flocos podem acumular o substrato.

Na fase de regeneração a biomassa é apenas aerada, sem alimentação de substrato. Nesta fase, o substrato, acumulado durante a etapa de acumulação, pode ser degradado (respiração endógena). Quase todo substrato disponível é retomado durante a acumulação com concentrações de substrato livre muito baixo na etapa de regeneração.

Formadores de flocos podem assimilar muitos compostos orgânicos rapidamente, sem ter de metabolizá-los imediatamente. Devido a estas qualidades, os formadores de flocos têm uma vantagem competitiva sobre os formadores de filamentos na etapa de regeneração. Substrato suficiente deve estar disponível. No caso de escassez de substrato, formadores de flocos não terão a chance de acumulá-los. O substrato pouco disponível será alimentado e consumido muito rápido, também pelas bactérias filamentosas.

A concentração de  $O_2$  no bioreator é também um parâmetro crítico para evitar o amontoamento de lodo. As concentrações de OD muito baixas ( $<1\text{mg } O_2/L$ ) formadores de filamento são favorecidos em relação aos formadores de flocos, porque

eles têm maior afinidade pelo oxigênio. Em maiores concentrações de OD, os formadores de flocos têm maior competitividade.

Resumindo, a formação de bactérias filamentosas pode ser prevenida quando suficiente oxigênio e substrato estão disponíveis para os microrganismos, e um gradiente de substrato é criado no bioreator.

Outros fatores que são conhecidos por causar a formação de bactérias filamentosas e devem ser evitados, são:

- Sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S): *Thiothrix*, *Beggiatoa*;
- Óleos e gorduras: *Nocardia*, *M. parvicella* (também se dificulta a transferência de oxigênio para a água);
- Déficit de nutrientes: *Thiothrix*, *s. limicola*;
- Organismos superiores (organismos predadores).

Ao lado dos organismos mencionados antes, onde se utiliza moléculas de substrato de águas residuais como sua fonte de alimento, há, quase sempre, também organismos superiores (protozoários e metazoários), presentes no lodo aeróbico.

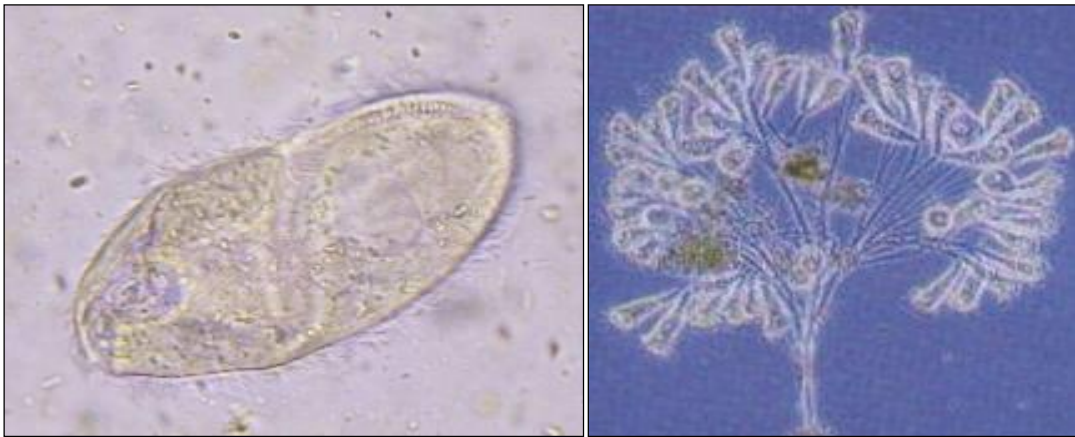
A maioria destes organismos se alimenta preferencialmente de células bacterianas que são facilmente acessíveis: soltos flutuando em fase líquida de células soltas ou células "semi soltas" se agregam nas bordas dos flocos. Existem também variedades que consomem os flocos do lodo. Isto explica porque eles também são chamados de organismos predadores.

Como podemos observar nas figuras 12-14, sob um microscópio, protozoários e metazoários realmente são visíveis, devido a seu grande tamanho (10 a 1000µm - tamanho máximo dos flocos é de 500µm), e mobilidade é a sua grande característica.

Protozoários são microrganismos unicelulares presentes em quase toda população de lodo ativado. Alimentam as células bacterianas e material coloidal. Eles podem ser subdivididos em:

- Ciliados (20-400µm): caracteriza-se por uma grande mobilidade, conduzidos por muitos pequenos cílios;
- Ciliados livres;
- Ciliados de *Crawling*;
- Ciliados *Stalked*;

- Flagelos (5-20  $\mu\text{m}$ ): caracteriza-se por uma grande mobilidade, conduzida pelo movimento dos flagelos. Na maior parte elas tem uma forma oval;
- Ameba (10-100  $\mu\text{m}$ );
- *Animaculos* (heliozoários).



**Figura 12.** Foto de protozoários. À esquerda um *Ciliate* livre, à direita: uma *Ciliophora* (Fonte: acervo do autor).

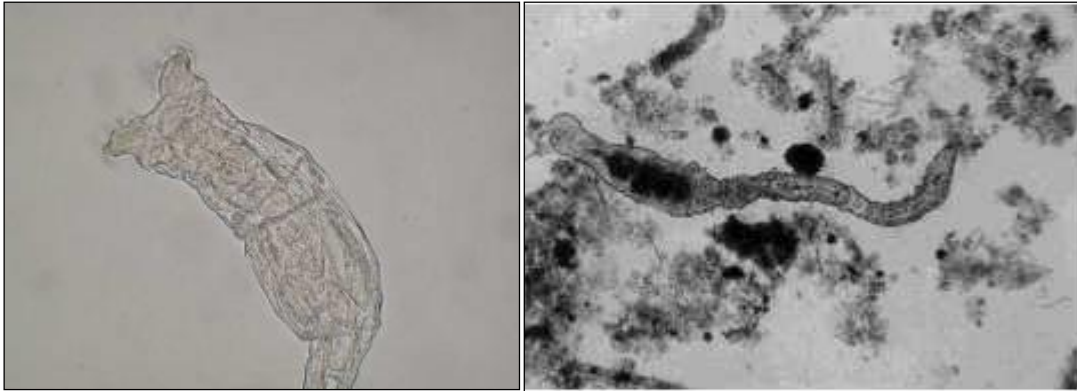


**Figura 13.** Fotos de protozoários: à esquerda - foto de flagelados, à direita uma ameba (Fonte: acervo do autor).

Metazoários são, em contraste com as bactérias e protozoários, multicelulares. Assim, tem um tamanho maior. Na maioria das vezes tem um papel menor em processos de lodos ativados. São representados nos seguintes grupos:

- Rotíferos: (50-500  $\mu\text{m}$ ) se alimentam de partículas de lodo maiores;

- Nematóides: invertebrados superiores;
- Vermes.



**Figura 14.** Fotos de metazoários: à esquerda: Rotífera, à direita: verme "pastoreio" (Fonte: acervo do autor).

Quando da presença de metazoários e protozoários em lodos ativados temos um processo de tratamento estável, ou em outras palavras, eles são organismos indicadores de um processo "saudável".

Além disso, elas também promovem outras vantagens em sistemas convencionais: uma melhoria da qualidade do efluente (menos sólidos em suspensão). Organismos eucariotas se alimentam de partículas de lodo e o crescimento de lodo é diminuído. Um exemplo disso é a mineralização de lodo por vermes: proliferação deste microrganismo pode levar a redução das taxas de crescimento de lodo.

Menores taxas de produção de lodo em um sistema MBR podem ser atribuídas à presença maior de predadores. A presença ou ausência de certos tipos de organismos superiores também podem dar informações sobre as circunstâncias do processo na estação de tratamento. Organismos superiores, portanto, podem ser usados como indicador da adequada condição biológica do sistema.

Desde que os predadores são organismos eucarióticos maiores, a presença de oxigênio é uma exigência absoluta para sua presença. Quando há um déficit de oxigênio a população de organismos predadores será quase nula.

A proliferação dos predadores está muitas vezes ligada com um período de altas temperaturas de processo e frequentemente um indicativo da presença nos efluentes é a coloração vermelha do lodo.

A composição do lodo ativado é relacionada com a idade de lodo (tempo de retenção celular no sistema) e carga de lodo.

Alguns organismos predadores só serão encontrados se a idade do lodo for aumentada, porque organismos superiores se reproduzem mais lentamente do que seus concorrentes bacterianos. Ovos de Rotífera, por exemplo, levam 3 dias para eclodir.

### **5.5.13. Diversidade microbiológica**

Uma cultura de lodos ativados, agrupa uma grande variedade de microrganismos. As espécies mais importantes, para tratamento de águas residuais, são as bactérias, um grupo de microrganismos com inúmeros gêneros. Bactérias determinam a capacidade de biodegradação, e assim, a atividade do lodo ativado.

Organismos superiores (principalmente protozoários) também desempenham um papel significativo no processo de lodos ativados, enquanto fungos e leveduras estão presentes no bioreator, embora ocupando apenas uma pequena fração da população total do lodo.

A composição de uma cultura de lodos ativados é função de vários fatores, como: composição das águas residuais, temperatura, aeração, idade de lodo, etc.

A comunidade heterogênea de microrganismos presente em um específico processo de tratamento difere de acordo com as condições de processo. A interação entre a enorme diversidade microbiana, a diferença de condições de processo e, claro, a concorrência entre todos os gêneros bacterianos, indica a composição de lodo de duas estações de tratamento muito provavelmente serão diferentes.

Como exemplo, existem grandes diferenças entre a composição de lodo de um sistema aeróbio e um anaeróbio. As diferenças entre uma população mesofílica e uma população termofílica também são consideráveis. Podem ocorrer mudanças em uma população de lodo com a mudança de estações (inverno e verão), ou quando se altera a composição do afluente.



Abaixo seguem os mecanismos que determinam quais gêneros bacterianos dominam em uma população específica de lodo ativado:

- A maioria das bactérias em lodos ativados é facultativo aeróbio, isto significa que eles podem sobreviver na presença e na ausência de oxigênio. No entanto, também existem gêneros que são estritamente aeróbios, portanto, não pode sobreviver prolongadamente sem  $O_2$ . Além disso, existem bactérias que são estritamente anaeróbias (por exemplo, metanogênicas), para elas o oxigênio é um composto tóxico. Obviamente, este último tipo de bactérias só pode ocorrer em sistemas estritamente anaeróbicos.

De acordo com as concentrações de OD impostas em uma estação de tratamento aeróbia vão dominar as bactérias estritamente aeróbias ou facultativas. Bactérias estritamente anaeróbias vão ser completamente eliminados e ausentes em um sistema aeróbio.

Uma distinção pode ser feita entre bactérias autotróficas e heterotróficas:

- Bactérias heterotróficas ganham sua energia pela oxidação de fontes de carbono (matéria orgânica). Esta energia é então aplicada em proliferação e crescimento celular.
- Organismos Autotróficos são bactérias que usam  $CO_2$  como fonte de carbono. Como as plantas, estas bactérias assimilam o  $CO_2$  para o crescimento da célula. A energia necessária para este crescimento de biomassa é obtida pela oxidação do nitrogênio amoniacal para Nitrogênio nitrato (nitrificação pelos *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*). No entanto, devido ao fato de que são relativamente pequenas, a quantidade de energia que pode ser obtida a partir destas reações de nitrificação é reduzida. Organismos autotróficos têm uma reprodução menor em comparação com organismos heterotróficos. Sob condições normais de águas residuais, isto significa que os organismos autotróficos representam apenas uma pequena porcentagem da população total. No entanto, se o efluente contém uma quantidade expressiva de

Nitrogênio e relativamente pouca quantidade de carbono orgânico, bactérias nitrificantes são favorecidas e podem dominar sobre bactérias heterotróficas.

- A natureza exata da contaminação orgânica em águas residuais também desempenha um papel determinante na composição da população do lodo. Microrganismos que possuem vias especializadas para a biodegradação de compostos orgânicos de difícil degradabilidade, naturalmente são favorecidos.
- A evolução no sentido de uma população bacteriana com enzimas específicas, adaptadas para a biodegradação de compostos específicos em águas residuais, também é benéfica para a eficiência de remoção de uma estação de tratamento. Quando uma população de lodo é adaptada para um tratamento específico de águas residuais, o DQO, N, P, etc são removidos efetivamente na estação e pode-se concluir que o lodo esteja bem adaptado.

Como conclusão, pode-se dizer que a lei fundamental de "sobrevivência dos mais aptos" é válida em um sistema de lodo ativado também. Microrganismos que são mais bem adaptados ao processo (natureza aeróbia e anaeróbia, mesofílicas e termofílicas, de contaminação, etc.) vão dominar sobre todos os organismos menos adaptados.

#### **5.6. Sistema tanque de aeração com sistema *Air Lift***

No sistema *Air Lift* (figura 15) as águas residuais entram no sistema experimental através de uma bomba de alimentação e é filtrado em filtro com tela de 2mm. Após, as águas residuais são descarregadas no tanque de desnitrificação. A água residual flui para a câmara de nitrificação, que é aerada. A bomba de alimentação de lodo biológico bombeia o lodo do tratamento para o sistema de membranas. A recirculação do lodo retorna para o tanque de nitrificação e uma pequena parcela pode retornar para o tanque de desnitrificação.



**Figura 15.** Sistema com processo *Air Lift* (Fonte: acervo do autor).

O permeado permeia através da membrana e flui para o tanque de água permeada. A água permeada é armazenada neste tanque para garantir a contra lavagem da membrana que funciona via bomba de permeado. O permeado é bombeado em sentido inverso através da membrana para efetuar a limpeza por um período de 7 segundos espaçados a cada 7 minutos.

### **5.7. Sistema tanque de aeração com sistema *Cross Flow***

As águas residuais entram no sistema experimental (figura 16) através de uma bomba de alimentação e é filtrado em filtro com tela de 2mm. Após, as águas residuais são descarregadas no tanque de desnitrificação. A água flui para a câmara de nitrificação, que é aerada. A bomba de alimentação de lodo biológico bombeia o lodo do tratamento para o sistema de membranas. A recirculação do lodo retorna para o tanque de nitrificação e uma pequena parcela pode retornar para o tanque de desnitrificação.



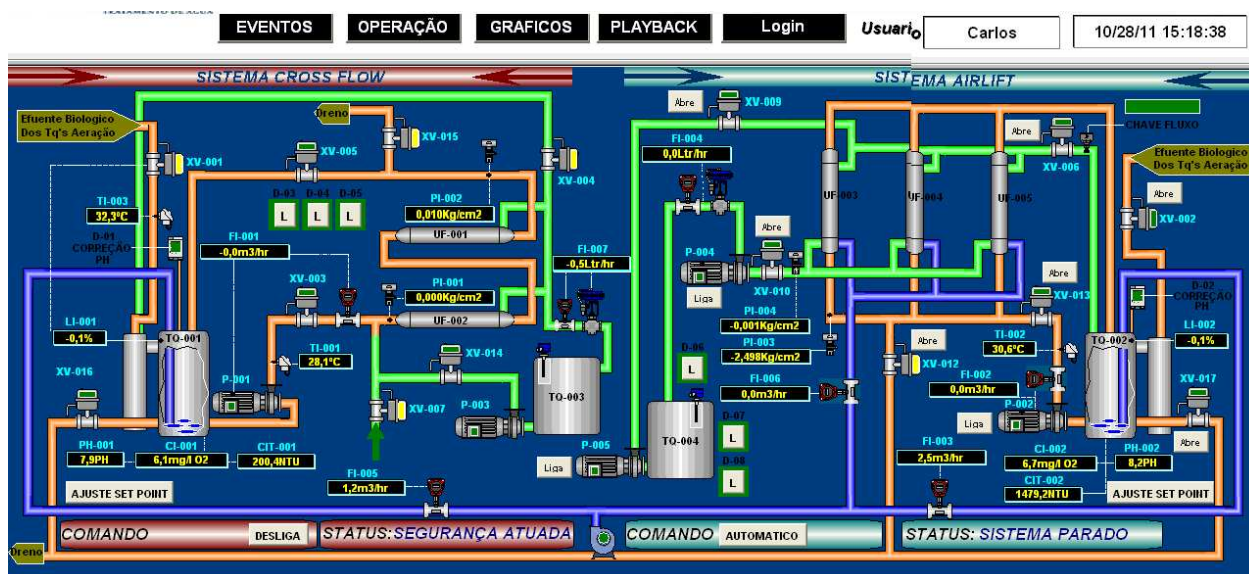
**Figura 16.** Sistema tanque de aeração com sistema *Cross Flow* (Fonte: acervo do autor).

O permeado percola a membrana e flui para o tanque de água permeada. A água permeada é armazenada neste tanque para garantir a lavagem da membrana que funciona via bomba de permeado. O permeado é bombeado no mesmo sentido do fluxo através da membrana para efetuar a limpeza. No processo *Cross Flow* a limpeza é somente realizada a cada período de 30 dias com Hipoclorito de Sódio para remoção de incrustação biológica e com ácido cítrico para remoção de incrustação inorgânica.

### **5.8. Automação**

O sistema montado contém um controlador lógico programável (CLP) para controle geral de ambos os processos, *Cross Flow* e *Air Lift*. O operador pode verificar facilmente o processo através da estação de trabalho local ou verificar também os valores nos instrumentos de campo. Os sistemas podem ser operados no modo manual ou podem ser executados em modo automático. Se os sistemas são iniciados no modo Manual, alguns inter-travamentos de segurança são ignorados. Em operação automática, todos os inter-travamentos são habilitados pelo CLP.

A figura 17 mostra o sinótico do sistema supervisorio que atende a operação dos dois sistemas de bioreatores com membranas.



**Figura 17.** Quadro sinótico do painel de controle dos sistemas *Air Lift* e *Cross Flow* (Fonte: acervo do autor).

## 5.9. Reatores biológicos do experimento

O sistema biológico é definido como um sistema de tratamento sem separação de biomassa a partir da fase aquosa. O programa idealizado para o controle dos sistemas é assumido para ignorar a presença das membranas e assim pode operar de forma independente. O sistema biológico é composto de câmara de desnitrificação e câmara de nitrificação. A alimentação de água é bombeada através de um filtro na parte superior do sistema experimental, para a biomassa dentro do tanque de desnitrificação. Um agitador é colocado no tanque de desnitrificação. A partir da desnitrificação a biomassa flui para o tanque de nitrificação. Dentro da nitrificação a biomassa é aerada. Como a câmara de desnitrificação também pode ser aerada o sistema pode ser usado sem a etapa da desnitrificação. Os tanques biológicos são mantidos aerados mesmo quando o sistema experimental está em modo de segurança e com a filtração parada. Todos os intertravamentos param o sistema de filtração.

### **5.10. Controle de nível do bioreator**

O controle de nível dos bioreatores é estratégico para o controle dos sistemas de membranas. No experimento, o nível foi controlado automaticamente e assim manteve o volume do reator biológico, o tempo de detenção hidráulica e também a idade do lodo adequados para a correta simulação do sistema de bioreator com membranas.

### **5.11. Descarte do lodo e controle de sólidos suspensos**

O descarte do lodo em um sistema de bioreator com membranas deve ser realizado tão frequente quanto possível, de preferência continuamente. O reator experimental está equipado com um dispositivo de medição de TSS na câmara de nitrificação. Este dispositivo pode ser usado para medir a TSS do lodo através de uma medida indireta da turbidez do sistema, em unidades de g/L. O controle do descarte de lodo é o parâmetro de controle importante nos sistemas biológicos disponíveis para um sucesso do MBR. Em princípio, o descarte do lodo tem duas possibilidades: Manualmente pela abertura de válvula de fundo ou através de escolha de ponto de controle de TSS pelo indicador de TSS, o CLP abre automaticamente a válvula para o controle da faixa de TSS. Ajuste estreito da faixa de controle foi aplicado ao sistema para a reprodução da mesma condição operacional do sistema atual.

### **5.12. Análises**

Análises de rotina e em tempo real são importantes e necessárias para o controle e operação dos sistemas. Em tempo real temos as seguintes análises acopladas no tanque de aeração de ambos os sistemas:

- Oxigênio Dissolvido - é um valor fundamental para um bom trabalho dos reatores biológicos e deve ser controlado ao longo do tempo. O dispositivo de análise do OD é colocado na câmara de nitrificação. O aerador é controlado via valor OD. Se o valor OD diminui abaixo de um valor definido, a válvula de controle será aberta o que aumentará o OD até o valor definido chegar novamente.

- Medição do total de sólidos suspensos - é muito importante para controlar se o sistema está trabalhando na faixa correta. Como também a descarga de lodo pode ser controlada através deste dispositivo de medição, ele necessita funcionar corretamente e deve ser acompanhado ao longo do tempo por análises diárias e verificação e calibração do instrumento.
- Potencial hidrogeniônico - (pH): o uso de controle de pH em sistemas de águas residuais é importante. O medidor de pH é posicionado no tanque de nitrificação. O sistema controlou o pH da biomassa automaticamente. A bomba dosadora para agente ácido e bomba dosadora para agente cáustico foram controladas via valor de pH de forma automática pelo CLP.

Como análises diárias realizadas pelo laboratório de qualidade, foram estabelecidas as seguintes análises de rotina:

- Análise de decantação: Com a utilização de uma proveta, é avaliada a decantação dos sólidos suspensos diariamente, para avaliar o comportamento dos reatores biológicos de ambos os sistemas.
- Medição do total de sólidos suspensos totais: com utilização de instrumentação de laboratório, filtro a vácuo, estufa e balança de precisão é realizada diariamente o teor de sólidos suspensos totais. Os instrumentos instalados nos reatores biológicos são verificados o valor apresentado no momento da coleta de amostra e com isso se verifica se o valor do instrumento de campo corresponde ao valor obtido na análise. Este controle é de fundamental importância, pois as condições de idade do lodo e concentração para se obter adequada condição operacional depende do valor desta análise. Em caso de discordância de resultado, calibração do instrumento deve ser realizada.
- Demanda química de Oxigênio - (DQO): o efluente permeado pelas membranas corresponde ao efluente tratado e aplicamos a análise de DQO para avaliar sua qualidade. O DQO obtido é comparado com a DQO do sistema industrial. A qualidade da água clarificada pelo decantador atual é prejudicada pela quantidade de lodo arrastado, porém na análise de rotina o lodo é filtrado para se efetuar a análise de DQO. Na análise de DQO dos sistemas de membranas a filtração não se faz necessária, pois a concentração dos sólidos

suspensos não é detectada pelo filtro utilizado na análise, uma vez que a porosidade do filtro da análise é maior que a porosidade da membrana de ultrafiltração.

### **5.13. Controle de espuma**

Espuma foi controlada através de pulverização mecânica de biomassa na superfície aerada dos reatores biológicos ou através da dosagem de antiespumante na superfície aerada. A bomba de dosagem foi ajustada para uma dose máxima de um litro por dia. O agente antiespumante não pode ser à base de silício. Especialmente durante a partida do sistema, a dosagem pode ser necessária, mas deve ser reduzida. Via bomba de recirculação, a biomassa foi bombeada através dos bicos de pulverização acima da câmara de nitrificação para destruir a espuma de forma mecânica.

### **5.14. Sistema de filtração**

Tanto no sistema *Air Lift* como no *Cross Flow*, o sistema de membrana é definido como um sistema de filtração acoplado ao tanque aeróbio ou tanque de nitrificação ou ainda chamado reator biológico. O sistema de filtragem pode ser operado de forma automática ou manual. Se o modo automático estiver selecionado, todos os itens de filtração vão para controle automático, independentemente do seu estado original - apenas um processo relacionado a alarme ou inibição irá restringir esta etapa. Em manual, todos os itens associados com o sistema de filtragem irão diretamente para o controle manual e alguns intertravamentos podem ser ignorados. Os modos individuais do sistema de membrana podem ser selecionados manualmente, sendo as válvulas relevantes para o processo, abertas de acordo com os requisitos do sistema, mas a sequência do tempo não será ativada. Se o sistema de filtragem é executado no modo automático, a bomba supre biomassa do tanque biológico para as membranas. Das membranas, a biomassa está fluindo de volta para o tanque aerado de nitrificação. O permeado produzido é enviado para o tanque de estocagem de permeado. Este tanque de permeado é usado como estocagem para



efetuar a lavagem das membranas e também para a limpeza química das membranas, após o período adequado de operação.

### **5.15. Aeração das membranas *Air Lift***

O sistema *Air Lift* possui um sistema de injeção para a limpeza das membranas e o controle deve ser feito para a adequada vazão de ar necessária para se manter limpa as membranas evitando a deposição da incrustação. A variação da quantidade de ar necessária para a correta limpeza foi testada durante o processo e foi ajustada a vazão de forma automática. A manutenção da vazão de ar é fundamental no sistema *Air Lift* e caso haja alguma interrupção, o sistema de controle alarma e efetua a contralavagem para evitar o entupimento e incrustação das membranas.

### **5.16. Ajuste da vazão e controle do permeado**

A vazão de permeado de ambos os sistemas é controlada de forma que o sistema biológico esteja dentro dos parâmetros de controle. Um retorno de permeado para os tanques biológicos é permitido e a vazão desejada é ajustada automaticamente no sistema quando se opera no modo automático.

### **5.17. Limpeza química**

Para manter constantes as vazões de permeado de ambos os sistemas, as limpezas químicas são realizadas de forma periódica. A solução de limpeza é preparada no tanque de permeado com a própria água permeada e é efetuada a limpeza química no modo manual. A recomendação é limpar a membrana com uma frequência semanal no início e após, verificar o comportamento das membranas para se ajustar a frequência adequada para minimizar a lavagem química.

Como agente oxidante foi utilizado o NaClO (hipoclorito de sódio) com uma concentração de 300ppm de cloro ativo. Para aumentar o pH da solução de limpeza para 12, soda cáustica foi adicionada. Para a lavagem ácida, foi utilizado ácido cítrico na forma líquida. Também aqui a análise determinou a quantidade para atingir o pH

de 2,5 na solução de ácido. A limpeza de ambos os sistemas foi realizada por três horas em cada lavagem e a frequência foi a cada 30 dias.

### 5.18. Ar de instrumentação

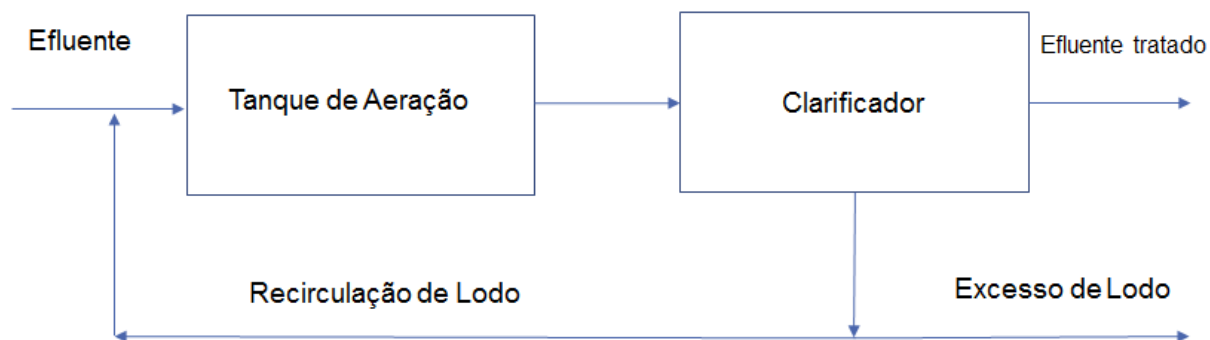
Toda a instrumentação é alimentada por ar comprimido seco e caso haja interrupção do sistema, é executada parada dos sistemas de filtração e também, a lavagem com água permeada para se evitar o entupimento das membranas. Os bioretos continuam sendo aerados com ar do soprador o qual fornece ar de menor pressão.

### 5.19. Sistema de lodo ativado convencional

Conforme é visto na figura 18, o atual sistema de lodos ativados possui como equipamento para separação do lodo formado, o decantador secundário, também chamado de clarificador. Com o decantador secundário, o lodo é separado da água e parte do lodo retorna para o reator biológico e parte segue para o sistema de centrífuga para remoção da água e concentração do lodo.

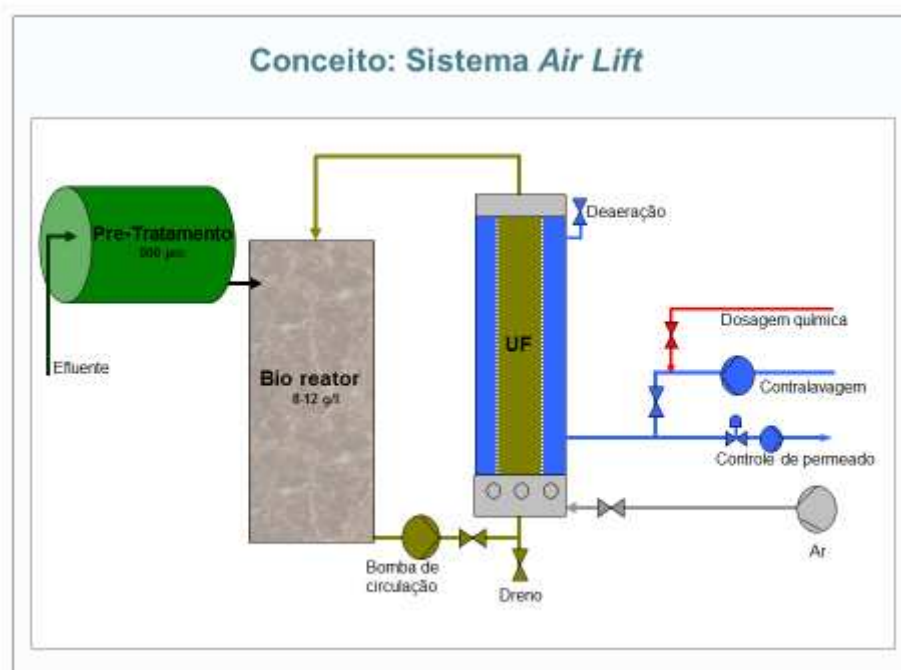
Os sistemas em estudo serão aplicados na substituição deste equipamento.

## Lodo Ativado Convencional



**Figura 18.** Esquema de lodos ativados com decantador secundário (Fonte: acervo do autor).

Na figura 19 pode-se ver o princípio de operação do bioreator com membrana com sistema *Air Lift*. A membrana acoplada fica na posição vertical e a bomba circula a biomassa pela parte interna das fibras ocas das membranas. Ar soprado é introduzido na base dos casulos das membranas para efetuar a limpeza e manter a incrustação da superfície sob controle. A água permeada flui pela membrana para a parte externa da fibra da membrana.



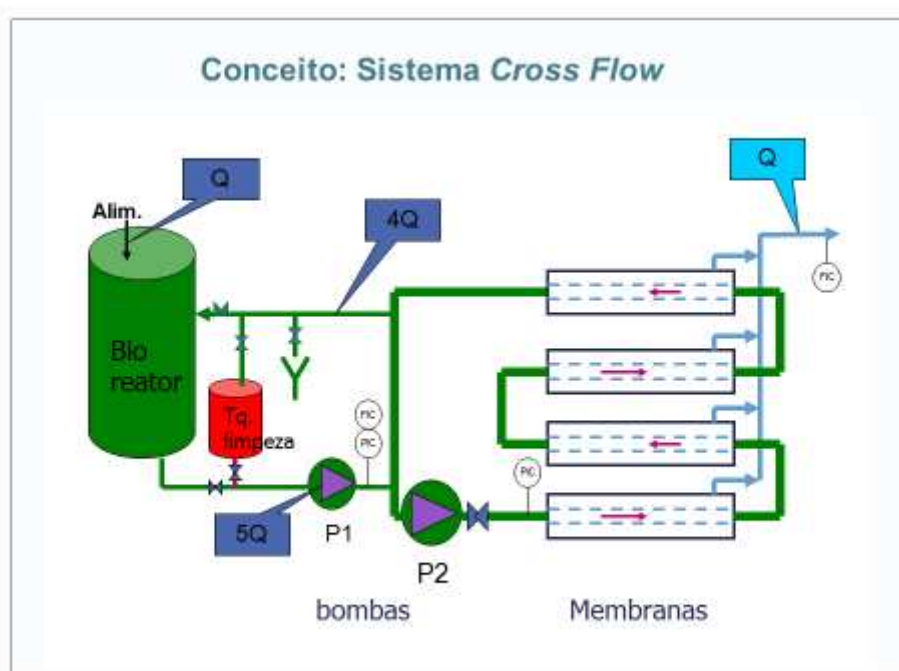
**Figura 19.** Esquema do sistema biológico com processo *Air Lift* acoplado (Fonte: acervo do autor).

A figura 20 apresenta um sistema de reator biológico industrial com os módulos de membranas *Air Lift* acoplados. A área utilizada é bastante reduzida, principalmente se comparado à área utilizada por um decantador secundário clássico.



**Figura 20.** Sistema de lodos ativados com processo *Air Lift* acoplado (Fonte: catálogo Pentair).

Na figura 21 pode-se ver o princípio de operação do bioreator com membrana com sistema *Cross Flow*. A membrana acoplada fica na posição horizontal e a bomba circula a biomassa pela parte interna das fibras ocas das membranas. A água permeada flui pela membrana para a parte externa da fibra oca da membrana.



**Figura 21.** Esquema do sistema biológico com processo *Cross Flow* acoplado (Fonte acervo do autor).

A figura 22 apresenta um sistema de reator biológico com os módulos de membranas *Cross Flow* acoplados. A área utilizada também é bastante reduzida, principalmente se comparado à área utilizada por um decantador secundário clássico.



**Figura 22.** Sistema de lodos ativados com processo *Cross Flow* acoplado (Fonte: acervo do autor).

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1. Condições e Operação

Os sistemas biológicos *Air Lift* e *Cross Flow* foram operados de forma a reproduzir as condições operacionais do sistema biológico convencional atualmente em operação na indústria. As condições de operação como temperatura, pH, OD, dentre outros foram acompanhados com este objetivo de manter as mais próximas condições operacionais do sistema industrial atual. Com isso os resultados encontrados nos dois sistemas experimentais podem ser comparados ao sistema em operação industrial.

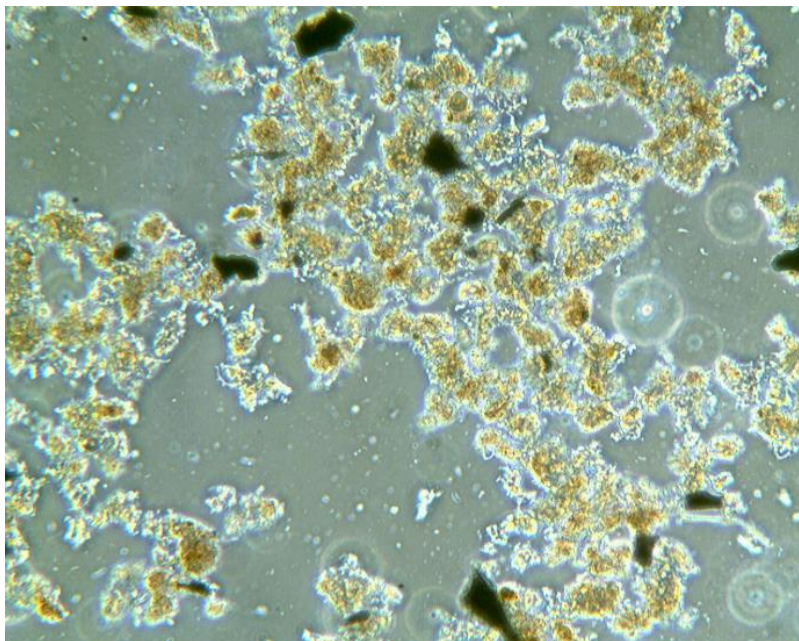
Nas amostras analisadas dos sistemas *Cross Flow* e *Air Lift*, os flocos pequenos aumentaram um pouco sua proporção em relação a amostragem do reator industrial, mas os flocos grandes continuaram predominando. Além disso, eles permaneceram firmes e compactos nos dois reatores experimentais (Figuras 23 e 24), características essas que já são registradas desde o início desse monitoramento.

As bactérias filamentosas permaneceram em quantidade muito baixa, não sendo motivo de preocupação para o processo biológico.

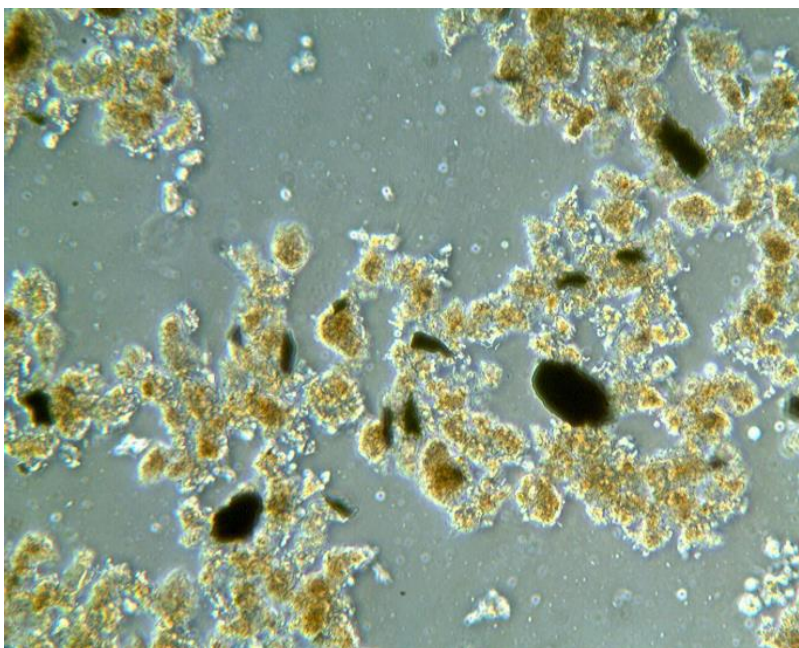
Esses flocos são bem característicos de sistemas que trabalham com idade do lodo alta e por serem mineralizados, esses flocos costumam apresentar boa sedimentabilidade. Entretanto, nessa condição, as bactérias formadoras de flocos trabalham na fase endógena, isto é, removem carga orgânica, mas não na mesma proporção que bactérias jovens (fase logarítmica).

Além disso, as bactérias nitrificantes, que sempre são registradas em grande quantidade nos reatores, por esta análise, não é possível afirmar sobre sua atividade metabólica. Podem ou não estarem ativas e seria necessário fazer ensaios de respirometria, os quais não foram aplicados.





**Figura 23.** Foto reator biológico do sistema *Air Lift* (Fonte: acervo do autor).



**Figura 24.** Foto reator biológico do sistema *Cross Flow* (Fonte: acervo do autor).

## 6.2. Comparação da qualidade do permeado de cada sistema

A tabela 8 apresenta os resultados da DQO dos permeados do sistema *Cross Flow* e do sistema *Air Lift* que apresentaram visivelmente valores melhores que os



habitualmente obtidos no sistema biológico industrial atual que utiliza do decantador secundário. Os resultados de DQO representam a eficiência dos sistemas biológicos na remoção da carga orgânica e na separação dos sólidos sedimentáveis pelos sistemas com membranas. Portanto, se compararmos a água permeada dos processos MBR com à água clarificada no decantador do sistema convencional industrial, a qualidade dos novos sistemas com membranas foi mais efetiva.

DQO saída Clarificador	DQO saída Cross Flow	DQO saída Air Lift
384	246	259
386	275	266
383	283	256
380	281	259
379	285	249
278	230	238
292	236	235
351	249	240
334	232	221
345	224	238
377	275	245
384	281	238
380	279	249
338	260	256
345	258	252
332	235	259
350	238	263
346	230	259
342	234	252
372	223	214
354	253	247

**Tabela 4** - Resultados do DQO obtidos nos sistemas em estudo (Fonte: acervo do autor).

### 6.3. Sistema *Air Lift*

A tabela 5 apresenta as condições médias obtidas no sistema *Air Lift*. O fluxo de permeado apresentou o valor de 15 Litros de água permeada por metro quadrado de membrana, com vazão de recirculação de 12 m<sup>3</sup>/h. A vazão de ar adequada para as condições de operação do sistema foi ajustada em 10Nm<sup>3</sup>/h.

Item	Valor
Fluxo de permeado [L/ m <sup>2</sup> .h]	15
Vazão de circulação da membrana [m <sup>2</sup> /h]	12
Vazão de ar Nm <sup>3</sup> /h	10
Fluxo de contralavagem [L/m <sup>2</sup> /h]	400
Intervalo de contralavagem [min]	7
Tempo de contralavagem [s]	7
Consumo de energia [kWh/m <sup>3</sup> ]	0,99
Pressão trans-membrana [kgf/cm <sup>2</sup> ]	0,35

**Tabela 5** - Dados obtidos no sistema *Air Lift* (Fonte: acervo do autor).

O consumo de energia do sistema experimental foi calculado pelas condições de operação dos inversores de cada motor em operação contínua.

Na tabela 6 são apresentados os dados de acompanhamento do processo MBR Air Lift: pH, temperatura, OD, sólidos suspensos totais, sedimentação do lodo e índice volumétrico do lodo (IVL).

Tanque Aerado Air Lift					
pH	Temp	OD	SS total	Sed. Lodo	IVL
	°C	mg/L	mg/L	mL/L	mL/g
7,40	32,0	3,10		980,0	
7,40	32,0	3,70		960,0	
7,40	32,0	4,20	8190,0	930,0	113,6
7,40	32,6	3,23		930,0	
7,40	32,0	4,60		950,0	
7,40	32,9	4,62		970,0	
7,40	33,0	4,00		980,0	
7,50	33,0	4,00		950,0	
7,50	33,0	3,30		960,0	
7,00	32,0	4,90		970,0	
7,00	30,0	4,79		940,0	
7,40	32,0	3,80		970,0	
7,40	31,0	5,10	8195,0	980,0	119,6
7,40	31,0	5,90		970,0	
7,50	31,0	4,30		970,0	
7,50	32,0	3,70		970,0	
7,50	32,0	3,50		970,0	
7,80	33,0	2,30	8179,0	980,0	119,8
7,50	32,0	2,90		990,0	
7,30	34,0	2,60		980,0	
7,40	33,0	2,90		970,0	

**Tabela 6** - Dados do tanque aerado *Air Lift* - (Fonte: acervo do autor).

#### 6.4. Sistema *Cross Flow*

A tabela 7 apresenta as condições médias obtidas no sistema *Cross Flow*. O fluxo de permeado apresentou o valor de 81 Litros de água permeada por metro quadrado de membrana, com vazão de recirculação de 40 m<sup>3</sup>/h. O consumo de energia do sistema experimental foi calculado pelas condições de operação dos inversores de cada motor em operação contínua do sistema experimental e ficou em 2,10 kWh/m<sup>3</sup> de água permeada.

Item	Valor
Fluxo de permeado [L/m <sup>2</sup> .h]	81
Vazão de circulação da membrana [m <sup>3</sup> /h]	40
Consumo de energia [kWh/m <sup>3</sup> ]	1,41
Pressão trans-membrana [kgf/cm <sup>2</sup> ]	1,40

**Tabela 7** - Dados obtidos do sistema *Cross Flow* (Fonte: acervo do autor)

Na tabela 8 são apresentados os dados de acompanhamento do processo MBR Cross Flow: pH, temperatura, OD, sólidos suspensos totais, sedimentação do lodo e índice volumétrico do lodo (IVL).

Tanque Aerado Cross Flow					
pH	Temp	OD	SS total	Sed. Lodo	IVL
	°C	mg/L	mg/L	mL/L	mL/g
7,40	32,0	4,70		950,0	
7,40	32,0	5,20		940,0	
7,40	32,0	3,50	8031,0	970,0	120,8
7,40	32,6	2,44		950,0	
7,40	32,0	4,00		940,0	
7,40	32,9	6,59		950,0	
7,50	33,0	6,70		970,0	
7,50	33,0	6,20		950,0	
7,50	33,0	6,50		950,0	
7,00	32,0	6,30		960,0	
7,40	30,0	6,21		980,0	
7,40	32,0	5,70		960,0	
7,40	31,0	5,30	8086,0	970,0	119,9
7,30	31,0	6,00		980,0	
7,40	31,0	5,70		970,0	
7,40	32,0	4,60		970,0	
7,40	32,0	4,40		960,0	
7,40	33,0	2,30	8058,0	960,0	119,1
7,50	32,0	3,10		990,0	
7,40	34,0	2,30		950,0	
7,30	33,0	2,50		980,0	

**Tabela 8** - Dados do tanque aerado *Cross Flow* (Fonte: acervo do autor)

## 6.5. Análise estatística

Os resultados estão apresentados em relação aos dados de DQO obtidos na saída dos três sistemas: *Air Lift*, *Cross Flow* e sistema convencional em operação atualmente na indústria.

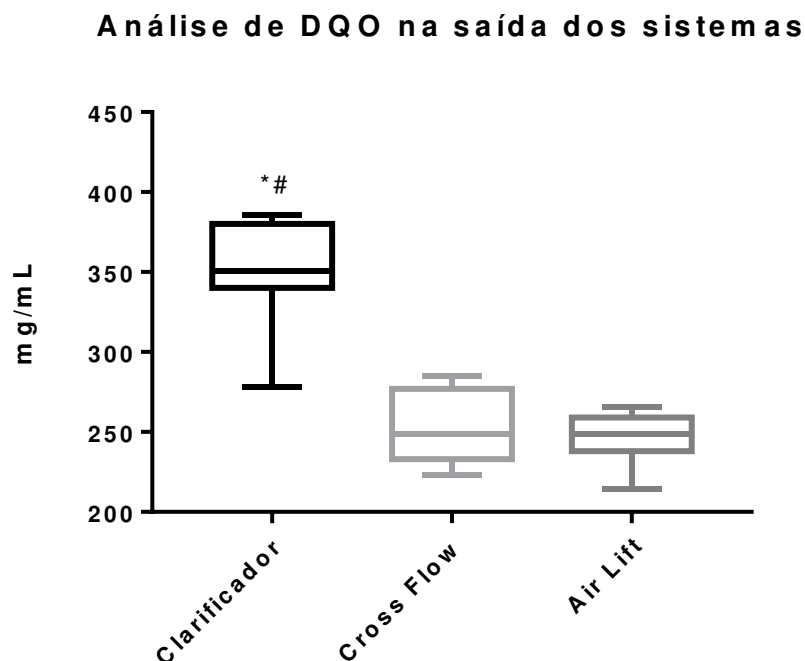
Na tabela 8 fizemos a avaliação de uma população de 21 elementos. A comparação entre mais de duas médias foi realizada pelo teste ANOVA, calculados pelo software *GraphPrism 7.0*. As amostras foram consideradas significativamente diferentes quando apresentavam probabilidade de  $p < 0,05$ .

Quando comparamos os resultados do Sistema convencional com *Cross Flow*, obtém-se  $p < 0,05$ , e conclui-se que ocorreu diferença significativa entre estas populações. O mesmo ocorreu quando comparamos o sistema *Air Lift* com o sistema convencional industrial.

Pode-se ver claramente no gráfico de caixas (Figura 25) que os resultados do sistema *Cross Flow* e *Air Lift* tiveram resultados expressivamente melhores com relação ao sistema convencional. As medianas dos sistemas com membranas apresentaram mediana 102mg/L menor que o sistema convencional industrial. O mesmo ocorreu para os outros valores (valores mínimo e máximo, primeiro e terceiro quartis).

	DQO saída Clarificador	DQO saída Cross Flow	DQO saída Air Lift
número de valores	21	21	21
Valor mínimo	278	223	214
Primeiro Quartil	340	233	238
Mediana	351	249	249
Terceiro Quartil	380	277	259
Valor máximo	386	285	266
Média	353,9	252,7	247,4
Desvio padrão	29,71	22,04	13,44

**Tabela 9** - Análise do DQO nos sistemas de clarificador, *Cross Flow* e *Air Lift* (Fonte: acervo do autor)



**Figura 25.** Análise de DQO na saída dos sistemas. Gráfico com  $p < 0,05$  para *Clarificador* vs *Cross Flow* e  $\#p < 0,05$  para *Clarificador* vs *Air Lift*. \*considerado significativamente diferentes quando apresentam propabilidade de  $p < 0,05$ .

## 6.6. Análise de custos

Os valores de água permeada por metro quadrado de membrana no sistema *Cross Flow* foi adequado e se comportou conforme era esperado. Também o permeado apresentou qualidade superior em relação à água obtida no decantador secundário em operação no processo industrial.

Com 81 Litros de permeado por cada metro quadrado de membrana por hora obtidos e sabendo que a membrana *Cross Flow* industrial tem área de  $27\text{m}^2$ , para se produzir  $100\text{m}^3/\text{hora}$  no processo industrial temos:

- Área Requerida =  $(100000\text{L}/\text{h}) / (81 \text{ L}/\text{m}^2\text{h}) = 1234,6\text{m}^2$

Cada elemento de membrana industrial possui  $27\text{m}^2$  e assim teremos:

- Número de elementos =  $1234,6 \text{ m}^2 / 27 (\text{m}^2/\text{membrana}) = 45,7$

Assim, serão necessários 46 elementos para o projeto e com isso cada módulo tendo a possibilidade de colocar 6 elementos de membrana e como o primeiro múltiplo de seis acima de 46 é 48, teremos oito módulos independentes com seis elementos de membrana cada.

Para se ter um dimensionamento, necessário para a lavagem dos módulos em operação alternada, são necessários mais 2 módulos e, portanto, teremos um total de 10 módulos de 6 membranas totalizando assim 162m<sup>2</sup> por módulo e 1620m<sup>2</sup> do sistema completo com 10 módulos.

A cotação para o levantamento de custos do sistema *Cross Flow*, com todos os itens necessários para a operação no processo industrial foram cotados no mercado nacional e internacional. Os itens e o total do investimento, seguem apresentados na tabela 10.

Itens	Valor
Bombas:	USD 408.325,89
Tubulações:	USD 313.886,19
Automação:	USD 394.437,26
Elétrica:	USD 269.439,53
Montagem:	USD 722.209,06
Periféricos :	USD 236.106,81
Membranas:	USD 703.598,29
Total	USD 3.048.003,03

**Tabela 10** - Custo dos componentes do sistema *Cross Flow* (Fonte: acervo do autor)



Na tabela 11 são apresentados os itens que comporão o investimento na adequação do sistema industrial para aplicar-se às membranas Cross Flow.

<b>Componente</b>	<b>Descrição</b>	<b>Função</b>
Bombas de alimentação	Bombas centrifugas de sucção dos tanques de aeração e alimentação dos skids de ultrafiltração de membranas	Alimentação com efluentes biológicos do sistema de ultrafiltração de membranas tipo MBR "cross flow".
Bombas de recirculação nas membranas	Bombas centrifugas de recirculação nos skids de ultrafiltração de membranas	Recirculação nos skids de ultrafiltração de membranas, com velocidade e pressão controlada no sistema
Membranas de ultrafiltração tipo MBR "Cross Flow"	Skids de ultrafiltração por membranas tipo MBR "Cross Flow"	Skids de membranas de ultrafiltração, para concentração de lodo, retirando os efluentes clarificados do sistema (remoção do decantador secundário)
Tanque de água permeada e químicos	Tanque de esCOTagem e preparação de água permeada com produtos químicos	Contra lavagem das membranas dos skids quando o sistema estiver com diferencial de pressão acima do determinado em projeto.
Bombas de contra lavagem	Bombas centrifugas para contra lavagem dos skids de ultrafiltração de membranas	Contra lavagem das membranas dos skids quando o sistema estiver com diferencial de pressão acima do determinado em projeto.
Container de hipoclorito de sódio	Container de esCOTagem de hipoclorito de sódio	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Bombas dosadoras de hipoclorito de sódio	Dosagem de hipoclorito de sódio na água permeada	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Container de ácido cítrico ou clorídrico	Container de esCOTagem de ácido cítrico ou clorídrico	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Bombas dosadoras de ácido cítrico ou clorídrico	Dosagem de ácido cítrico ou clorídrico na água permeada	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Caixa de água elevada	Caixa de água de esCOTagem de água Clarificada	Lavagem das membranas quando de paradas do sistema por falta de energia elétrica

**Tabela 11** – Componentes do Sistema de Membranas *Cross Flow*

O experimento do sistema *Air Lift* para o processo em estudo apresentou vazão de 15L por metro quadrado de membrana a cada hora, abaixo do esperado e com isso quantidade de elementos filtrantes necessários ao processo é descrito abaixo:

$$\text{Área Requerida} = (100000\text{L/h}) / (15 \text{ L /m}^2 \text{ h}) = 6666,7\text{m}^2$$

Cada elemento de membrana industrial possui 33m<sup>2</sup> e assim teremos:

$$\text{Número de elementos} = 6666,7 \text{ m}^2 / 33 (\text{m}^2/\text{membrana}) = 202 \text{ elementos}$$

Os módulos recomendados para este sistema *Air Lift* possuem 30 membranas e assim como o múltiplo de 30 superior a 202 é 210, teremos 7 módulos de 30 membranas, também são necessários mais 2 módulos para operação alternada e assim teremos 9 módulos de 30 membranas, completando assim 990 m<sup>2</sup> por módulo e um total de 8910 m<sup>2</sup>.

Da mesma forma que no processo *Cross Flow*, a cotação para o levantamento de custos do sistema *Air Lift*, com todos os itens necessários para a operação no processo industrial foram cotados no mercado nacional e internacional e o custo de cada item e o total geral do investimento seguem apresentados na tabela 12.

Itens	Valor
Bombas:	USD 700.327,46
Tubulações:	USD 538.346,96
Automação:	USD 676.506,80
Elétrica:	USD 462.120,84
Montagem:	USD 1.238.674,43
Periféricos:	USD 404.951,25
Membranas:	USD 1.206.754,74
Total	USD 5.227.682,49

**Tabela 12** - Custos dos componentes do sistema *Air Lift* (Fonte: acervo do autor).

Na tabela 13 são apresentados os itens que comporão o investimento na adequação do sistema industrial para aplicar-se às membranas Air Lift.

<b>Componente</b>	<b>Descrição</b>	<b>Função</b>
Bombas de alimentação	Bombas centrifugas de sucção dos tanques de aeração e alimentação dos skids de ultrafiltração de membranas	Alimentação com efluentes biológicos o sistema de ultrafiltração de membranas tipo MBR “cross flow”.
Bombas de recirculação nas membranas	Bombas centrifugas de recirculação nos skids de ultrafiltração de membranas	Recirculação nos skids de ultrafiltração de membranas, com velocidade e pressão controlada no sistema
Membranas de ultrafiltração tipo MBR Air Lift	Skids de ultrafiltração por membranas tipo MBR “Air Lift	Skids de membranas de ultrafiltração, para concentração de lodo, retirando os efluentes clarificados do sistema (remoção do decantador secundário
Tanque de água permeada e químicos	Tanque de esCOTagem e preparação de água permeada com produtos químicos	Contra lavagem das membranas dos skids quando o sistema estiver com diferencial de pressão acima do determinado em projeto.
Bombas de contra lavagem	Bombas centrifugas para contra lavagem dos skids de ultrafiltração de membranas	Contra lavagem das membranas dos skids quando o sistema estiver com diferencial de pressão acima do determinado em projeto.
Container de hipoclorito de sódio	Container de esCOTagem de hipoclorito de sódio	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Bombas dosadoras de hipoclorito de sódio	Dosagem de hipoclorito de sódio na água permeada	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Container de ácido cítrico ou clorídrico	Container de esCOTagem de ácido cítrico ou clorídrico	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Bombas dosadoras de ácido cítrico ou clorídrico	Dosagem de ácido cítrico ou clorídrico na água permeada	Preparação de água permeada para lavagem das membranas
Caixa de água elevada	Caixa de água de esCOTagem de água Clarificada	Lavagem das membranas quando de paradas do sistema por falta de energia elétrica

**Tabela 13** – Componentes do Sistema de membranas *Air Lift* (Fonte: Acervo do autor).

Na tabela 14 são apresentados os principais itens que compõe as três tecnologias de tratamento de efluentes avaliadas

	<b>SISTEMA DE CLARIFICAÇÃO - DECANTAÇÃO</b>	<b>SISTEMA DE CLARIFICAÇÃO - MEMBRANAS TIPO CROSS FLOW</b>	<b>SISTEMA DE CLARIFICAÇÃO - MEMBRANAS TIPO AIR LIFT</b>
Área física da estação ETB	750m <sup>2</sup>	130m <sup>2</sup>	250m <sup>2</sup>
Quantidade de skids	1	10	6
Quantidade de membranas	Não se aplica	60	180
Área por membranas	Não se aplica	27m <sup>2</sup>	33m <sup>2</sup>
Área total das membranas	Não se aplica	1620 m <sup>2</sup>	5940 m <sup>2</sup>
Dimensões das membranas	Não se aplica	Diam. 200x3000mm	Diam. 200x3000mm
Bomba de alimentação	Não se aplica	3x 256m <sup>3</sup> /h	1x297m <sup>3</sup> /h
Bomba de recirculação	Não se aplica	10x272m <sup>3</sup> /h	6x584m <sup>3</sup> /h
Bomba de lavagem	Não se aplica	1x150m <sup>3</sup> /h	1x280m <sup>3</sup> /h
Bomba de permeado	Não se aplica	Não se aplica	6x20m <sup>3</sup> /h
Bomba de lodo	1x250m <sup>3</sup> /h	Não se aplica	Não se aplica
Bombas dosadoras	Não se aplica	2x 0,5m <sup>3</sup> /h	1x3,5m <sup>3</sup> /h2x0,5m <sup>3</sup> /h
Soprador de ar	Não se aplica	Não se aplica	1x1500 Nm <sup>3</sup> /h
Tanque de permeado	Existente	Existente	Existente
Tanque de lavagem química	Não se aplica	15 m <sup>3</sup>	15 m <sup>3</sup>
Caixa de água de emergência	Não se aplica	Diam. 4,50x20,0 m Lavagem de emergência Falta energia	Diam. 4,50x20,0 m Lavagem de emergência Falta energia
Frequência de lavagem		A cada 3 meses por 10 min. por skid	A cada 7 a10 min. por 7 a 10 seg. por skid
Lavagem de emergência		A cada parada de energia por 2 min. por skid (volume de água do skid tem q ser trocado)	A cada parada de energia por 2 min. por skid (volume de água do skid tem q ser trocado)
Operação	Manual	automática	automática

**Tabela 14** - Eventos previstos aplicados para cada sistema

## 6.7. Análise econômica

Para uma instalação de membrana em escala industrial, as OPEX são determinadas predominantemente pela energia e substituição de componentes (a substituição das membranas tem um peso maior no conjunto), taxas de abastecimento de água e descarga de águas residuais nos mananciais, mão de obra de operação e manutenção. A CAPEX inclui todos os equipamentos, serviços de instalação, como engenharias civil, mecânica, química e elétrica e consultoria, e custos da área de instalação. CAPEX e OPEX podem ser combinados para o valor presente do investimento e fizemos assim um cálculo dos custos específicos (USD/m<sup>3</sup>) para os itens analisados.

O consumo específico de energia do sistema convencional é de aproximadamente 0,65 kWh/m<sup>3</sup>. Para o sistema *Air Lift* o consumo estimado pelo sistema experimental foi de 0,99 kWh/m<sup>3</sup>. Este consumo de energia foi um pouco mais elevado do que esperado devido também à baixa permeabilidade das membranas. O custo total do investimento do sistema *Air Lift* foi estimado em USD5.227.682,49 e também a substituição das membranas após 7 anos de operação (tempo de vida operativa das membranas conforme garantia do fornecedor) terá um custo a valor presente de USD1.206.754,74. Estes valores apresentam um valor maior de investimento se comparados com o sistema convencional ora em operação.

O sistema *Cross Flow* apresentou um consumo de energia de 1,41 kWh/m<sup>3</sup>, principalmente devido a necessidade de elevada vazão para manter uma velocidade adequada nas membranas mantendo-as assim, limpas. O custo de implantação do sistema foi de USD 3.048.003,03 e também após 7 anos, as membranas deverão ser substituídas com investimento de USD 703.598,29.

Durante a operação do sistema experimental não foram fornecidos os custos das taxas de abastecimento de água e descarga de águas residuais. A instalação do sistema com membranas irá permitir o reuso seguro de todo efluente tratado e estas taxas poderão ser reduzidas ou até mesmo eliminadas. A mão de obra de operação e manutenção vamos considerar como sendo os mesmos custos do sistema atualmente em operação.

Na tabela 15, são apresentados os custos operacionais específicos (USD/m<sup>3</sup>)

Para a montagem desta tabela foram considerados os seguintes fatores:

- Depreciação dos equipamentos: 20 anos de acordo com a norma da indústria.
- Vazão da estação de tratamento: mantivemos 100m<sup>3</sup>/h para comparar no mesmo padrão, mas cabe lembrar que os sistemas MBR *Air Lift* e MBR *Cross Flow* podem promover o aumento de produção no tratamento de efluente.
- Horas em operação no ano: 8760 h, pois entende-se que os sistemas podem tem a manutenção sem necessidade de paradas.
- Custo da energia elétrica: USD0,045 (energia convencional de longo prazo).

Nesta tabela foram contabilizados os custos considerados tangíveis. Também foram agrupados na tabela os custos que consideramos iguais para os três sistemas como mão de obra de operação, custos de manutenção (inclui mão de obra e materiais), porém foi destacado o custo de substituição das membranas), químicos de ajustes (ácido e soda), dentre outros.

<b>Custo Operacional - USD/m<sup>3</sup></b>			
	<b>CAS</b>	<b>MBR Air Lift</b>	<b>MBR Cross Flow</b>
Depreciação do sistema de separação	0,120	0,298	0,174
Membranas	0,000	0,197	0,115
Taxa de captação de água	0,000		
Taxa de descarte do efluente tratado	0,000		
Energia elétrica	0,029	0,045	0,063
Redução do descarte de lodo (ganho)		-0,006	-0,006
Produtos químicos para limpeza das membranas	0,000	0,028	0,028
Redução da produção da ETA para água industrial	0,120	0,000	0,000
Custos equivalentes para os 3 sistemas	1,031	1,031	1,031
Total	1,300	1,593	1,405
Porcentagem a maior comparado com CAS		22,51%	8,08%

**Tabela 15:** Custos operacionais específicos (USD/m<sup>3</sup>) (Fonte: acervo do autor)

Como pode-se observar na tabela 16 o total de custos específicos por m<sup>3</sup> de efluente tratado do sistema MBR *Air Lift* foi USD1,593, e do MBR *Cross Flow* foi de USD1,405, respectivamente 22,51% e 8,08% maior que o sistema convencional ora em operação. Nestas condições ambos os sistemas com membranas não promovem retorno de investimento para justificar economicamente a sua implantação.

Na tabela 16 analisa-se a possibilidade de ser aplicada a cobrança de taxa de captação de água do manancial e do descarte do efluente neste mesmo manancial, de 5 centavos de USD para ambos, totalizando assim USD 0,10 por m<sup>3</sup>,

Dessa forma, passamos a ter a um aumento de custos em relação ao CAS de 13,76% e 0,36% para os sistemas Air Lift e Cross Flow, respectivamente. Assim o sistema MBR Cross Flow praticamente tem o mesmo custo específico do sistema convencional.

<b>Custo Operacional - USD/m<sup>3</sup></b>			
	<b>CAS</b>	<b>MBR Air Lift</b>	<b>MBR Cross Flow</b>
Depreciação do sistema de separação	0,120	0,298	0,174
Membranas	0,000	0,197	0,115
Taxa de captação de água	0,050		
Taxa de descarte do efluente tratado	0,050		
Energia elétrica	0,029	0,045	0,063
Redução do descarte de lodo (ganho)		-0,006	-0,006
Produtos químicos para limpeza das membranas	0,000	0,028	0,028
Redução da produção da ETA para água industrial	0,120	0,000	0,000
Custos equivalentes para os 3 sistemas	1,031	1,031	1,031
Total	1,400	1,593	1,405
Porcentagem a maior comparado com CAS		13,76%	0,36%

**Tabela 16:** Custos operacionais específicos (USD/m<sup>3</sup>) com cobrança de taxas de captação e descarte (Fonte: acervo do autor)

Na tabela 17 analisa-se a possibilidade de o fabricante das membranas promover uma garantia de 10 anos para as membranas, (alguns fabricantes de membranas já aumentaram a garantia para alguns sistemas de MBR) passaremos a ter 9,54% e -2,10% respectivamente para os sistemas MBR *Air Lift* e MBR *Cross Flow*. Nestas condições, o sistema MBR *Cross Flow* já se torna viável economicamente para a substituição do separador/decantador convencional ora em uso.

Custo Operacional - USD/m <sup>3</sup>			
	CAS	MBR Air Lift	MBR Cross Flow
Depreciação do sistema de separação	0,120	0,298	0,174
Membranas	0,000	0,138	0,080
Taxa de captação de água	0,050		
Taxa de descarte do efluente tratado	0,050		
Energia elétrica	0,029	0,045	0,063
Redução do descarte de lodo (ganho)		-0,006	-0,006
Produtos químicos para limpeza das membranas	0,000	0,028	0,028
Redução da produção da ETA para água industrial	0,120	0,000	0,000
Custos comuns aos três sistemas	1,031	1,031	1,031
Total	1,400	1,533	1,371
Porcentagem a maior comparado com CAS		9,54%	-2,10%

**Tabela 17:** Custos operacionais específicos (USD/m<sup>3</sup>) com cobrança de taxas de captação e descarte e com expectativa de vida da membrana de 10 anos (Fonte: acervo do autor)



## 7. CONCLUSÕES

O aumento da tendência de industrialização e da concentração populacional em todo o mundo resultou na geração de efluentes industriais e domésticos com alto conteúdo de substâncias orgânicas e inorgânicas. As águas residuais contêm grandes quantidades de material em suspensão e a tecnologia de membrana promove a separação eficiente desses sólidos em suspensão e a turbidez das águas residuais chega perto de zero. Além disso, devido às águas residuais conterem substâncias tóxicas, a tecnologia MBR é uma excelente tecnologia de tratamento, com várias vantagens em relação aos processos convencionais de lodo ativado. As membranas promovem a separação de forma muito mais eficiente em relação ao tanque de decantação secundário, aumentam a concentração de lodo ativado no reator biológico e garantem uma melhor qualidade da água. O processo de MBR é um sistema híbrido que une a separação por membranas com tratamento biológico. Operar como um MBR permite que as plantas convencionais de lodo ativado se tornem processos de etapa única, que produzem efluentes de alta qualidade potencialmente adequados para promover a reutilização do efluente tratado.

O princípio desta técnica é quase o mesmo que o processo de lodo ativado, exceto que, ao invés de separar o lodo através da sedimentação, o processo MBR utiliza a filtração por membrana o qual foi comprovadamente mais eficiente nesta separação. Na última década, os processos de bioreator com membrana experimentaram um crescimento sem precedentes no tratamento de águas residuais domésticas e industriais devido a várias vantagens, incluindo excelente qualidade de efluente, menor produção de lodo, impacto ambiental reduzido, flexibilidade na expansão do tratamento, robustez do processo, possibilidade de tratar cargas orgânicas elevadas e compostos recalcitrantes mais refratários ao tratamento convencional, melhor qualidade da água tratada, dentre outras vantagens.

Esta pesquisa abordou o estudo de dois reatores experimentais de MBR com as tecnologias *Air Lift* e *Cross Flow*, aplicado ao tratamento de efluente industrial de uma siderúrgica e comparou os resultados com o reator de lodo ativado convencional que utiliza o decantador como processo de separação de sólidos.

Os processos MBR *Cross Flow* e MBR *Air Lift* se mostraram mais eficientes no tratamento de águas residuais industriais recalcitrantes do que o processo convencional em operação. A DQO teve uma redução considerável de um média de

353,9 mg/L do reator convencional para 252,7 mg/L no reator MBR *Cross Flow* e 247,4 mg/L no reator MBR *Air Lift*. As operações de ambos os reatores com membranas se mostraram muito mais estáveis e com grande facilidade de manter a qualidade do efluente tratado, não tendo, por exemplo, a variabilidade do DQO que ocorre no reator convencional industrial devido principalmente a falha na separação por decantação.

O efluente tratado se mostrou seguro para reutilização no processo industrial e uma vez aplicado o reator MBR na escala industrial teremos uma redução de pelo menos 100m<sup>3</sup>/h de captação de água do manancial o qual no momento é tratado na estação de tratamento de água e também a redução desta mesma vazão que atualmente é lançada de volta ao manancial. O efluente que mesmo bem tratado pelo processo biológico convencional, pode ainda conter substâncias recalcitrantes e tóxicas que não são removidas e desta forma, são lançadas no meio ambiente, vindo a causar poluição, degradando assim o meio ambiente.

Com a simulação experimental dos sistemas MBR *Cross Flow* e *Air Lift* foi possível verificar a aplicabilidade das membranas e os custos de capital e de operação dos sistemas.

O processo *Air Lift* apresentou um custo operacional maior devido principalmente à baixa permeabilidade das membranas e com isso o consumo energético específico ficou em 0,99kWh/m<sup>3</sup>. O custo operacional em comparação com o processo convencional, ficou bastante elevado e mesmo aplicando os custos de captação descarte do efluente no manancial e um prolongamento da vida da membrana, não apresentou viabilidade econômica na aplicação neste processo industrial. O processo MBR *Cross Flow* apresentou consumo operacional maior com relação a energia (1,41kWh/m<sup>3</sup>), porém foi um processo mais robusto para tratar este efluente industrial, demonstrando um bom comportamento das membranas *Cross Flow* e manteve assim, a permeabilidade elevada (81L/m<sup>2</sup>h), fazendo com que o investimento em capital fosse de USD3.048.003,03, portanto dentro da expectativa de investimento para esta tecnologia.

Sem aplicação de taxas de captação e descarte efluentes, o MBR *Cross Flow* teve um custo de USD1,405, 8,08% maior que o custo do sistema convencional. Com a aplicação das taxas, o custo foi apenas 0,36% maior que o convencional e quando se aplica o aumento da vida útil das membranas para 10 anos juntamente com as taxas, o sistema MBR *Cross Flow* já se torna economicamente viável, tendo um custo operacional 2,10% menor em relação ao sistema convencional.

Portanto com o custo de investimento em capital e os custos operacionais e considerando as taxas de captação de água e de descarte do efluente e a expectativa de vida maior das membranas o sistema MBR *Cross Flow* se torna técnica e economicamente viável.

Os processos de tratamento de efluente com membranas têm normalmente custos mais elevados, mas os benefícios são muitos vantajosos, como a possibilidade de reuso seguro (retendo vírus e bactérias nas membranas), aumento da capacidade de tratamento do efluente, menor área ocupada, criando assim possibilidade de aumento da produção da atividade fim da empresa, o sistema MBR permitirá melhor rendimento no tratamento de substâncias recalcitrantes, promovendo assim menor impacto ambiental. O processo MBR *Cross Flow* se mostrou bastante robusto no tratamento deste tipo de efluente e ainda permite o reuso seguro do efluente tratado, não colocando em risco de contaminação os operadores que tomam contato com água tratada.

Os valores da água de captação industrial estão aumentando e começam a ser mais limitadas as outorgas para captação de água doce para a indústria (redução da disponibilidade de água doce dos mananciais).

O aumento dos padrões de qualidade da água de emissão (COD, COT, etc), irá também pressionar as indústrias e o setor público a investir em melhores tecnologias de tratamento e com isso a tecnologia MBR será mais requerida.

Para a engenharia, cabe a tarefa de desenvolver melhores materiais e processos de sistemas de bioreatores com membranas tornando-os mais competitivos, reduzindo os custos principalmente de energia e dos materiais de fabricação das membranas e prolongando a sua vida útil.

## 8. SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS

Os processos experimentais de MBR *Cross Flow* e *Air Lift* foram desenvolvidos simulando o processo industrial existente em operação na instalação. O processo de bioreator foi ajustado e operado em condições próximas às condições da operação do processo industrial (pH, temperatura, OD). Na partida do sistema, para acelerar o processo, foi utilizada a cepa de bactérias do próprio reator biológico industrial atualmente em operação.

Como sugestão para próximos trabalhos, sugiro os seguintes estudos:

- Aplicação de cepas de bactérias diferenciadas das bactérias presentes no processo industrial e com isso buscar a otimização do sistema biológico, visando um melhor rendimento na redução do DQO e melhor qualidade na água tratada destinada para reuso.
- Alterar as condições operacionais como por exemplo, pH, Oxigênio Dissolvido e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) para encontrar situação ideal no reator experimental para o tratamento do sistema de água residuária desta origem.
- Análise do material da membrana de Ultra Filtração efetuando a sua autópsia, após um período de operação, para determinação dos materiais orgânicos e inorgânicos que ficaram aderidos na superfície da membrana, vindo a alterar o fluxo de permeado. Com esta análise poderá ser encontrada a causa da redução de permeabilidade das membranas no processo Air Lift em relação ao processo Cross Flow.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L. H.; MOTTA, G. E.; AMARAL, M. C. S. Treatment of dairy wastewater with a membrane bioreactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 30, n. 4, p. 759-770, 2013.

ANDRADE, L.H; MENDES, F. D. D. S., CERQUEIRA, N., ESPÍNDOLA, J. C. A., & AMARAL, M. C. S. Distribuição de massa molar em um bioreator com membrana para tratamento de efluente de laticínios. **Eng. sanit. ambient**, v. 19, n. 3, p. 325-334, 2014.

ARYAL, R.; LEBEGUE, J.; VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J.; & GRASMICK, A. Identification and characterisation of biofilm formed on membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 67, n. 1, p. 86-94, 2009.

BARBOSA, I. M., MIERZWA, J. C., HESPANHOL, I., & SUBTIL, E. L. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em bioreator com membranas submersas operando em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, 11(2), 304-315, 2016.

BELLI, T. J., BATTISTELLI, A. A., BASSIN, J. P., AMARAL, M. C. S., & LAPOLLI, F. R. Influência da idade do lodo na colmatação das membranas em um bioreator à membrana tratando esgoto sanitário. *Eng. sanit. ambient*, 157-168, 2019.

CASAMITJANAA CAUSA, M.; RODRÍGUEZ RODA LAYRET, I.; DALMAU FIGUERAS, M.. Influence of Sludge Recirculation on Nutrient Removal in Submerged Membrane Bioreactors. **Revista EIA**, n. SPE2, p. 77-83, 2015.

CHANG, C; CHANG, C,Y; CHANG, K; TANONG, J; Xu, H.S. Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater. **Bioresource technology**, v. 102, n. 9, p. 5337-5344, 2011.

CHEN, J., ZHANG, M., LI, F., QIAN, L., et. Membrane fouling in a membrane bioreactor: high filtration resistance of gel layer and its underlying mechanism. **Water research**, 102, 82-89, 2016.

ERKAN, H.S.; GUNALP, G.; ENGIN, G.O. Application of submerged membrane bioreactor technology for the treatment of high strength dairy wastewater. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 1, p. 91-100, 2018.

KANG, C. W., HUA, J., LOU, J., et al. Bridging the gap between membrane bio-reactor (MBR) pilot and plant studies. **Journal of Membrane Science**, v. 325, n. 2, p. 861-871, 2008.

FAZAL, S., ZHANG, B., ZHONG, Z., GAO, L., & CHEN, X. Industrial wastewater treatment by using MBR (membrane bioreactor) review study. **Journal of Environmental Protection**, 6(06), 584, 2015.

FENU, A., ROELS, J., WAMBECQ, T., DE GUSSEM, K. Energy audit of a full scale MBR system. **Desalination**, v. 262, n. 1-3, p. 121-128, 2010.

HAANDEL, A.C V.; MARALIS, G. Comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. In: **Comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. 1999.

IORHEMEN, O.T.; HAMZA, R.A.; TAY, J.H. Membrane bioreactor (MBR) technology for wastewater treatment and reclamation: membrane fouling. **Membranes**, v. 6, n. 2, p. 33, 2016.

JUDD, SIMON J. Membrane technology costs and me. **Water research**, v. 122, p. 1-9, 2017.

LIU, Z.; QUN, M.; AN, W.; SUN, Z. An application of membrane bio-reactor process for the wastewater treatment of Qingdao International Airport. **Desalination**, v. 202, n. 1-3, p. 144-149, 2007.

MALLEVIALLE, J; ODENDAAL, P.E.; WIESNER, M.R). **Water treatment membrane processes**. American Water Works Association, 1996.

MANNINA, G; DI BELLA, G; VIVIANI, G. An integrated model for biological and physical process simulation in membrane bioreactors (MBRs). **Journal of Membrane Science**, v. 376, n. 1-2, p. 56-69, 2011.

MASHALLAH, R.; MOHSEN, M.; TORAJ, M. High loaded synthetic hazardous wastewater treatment using Labscale submerged ceramic membrane bioreactor. **Period Polytech Chem Eng**. 2017.

METCALF & EDDY. Wasterwater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Nova York, McGraw-Hill, 3 ed, 1334 p.

NIELSEN, J; VILLADSEN, J; KESHAVARZ-MOORE, E. Bioreaction engineering principles. **TreNDS in Biotechnology**, v. 13, n. 4, p. 156, 1995.

OJEDA, C.V.; QUIROZ, C.; JEISON, D. Aplicación de membranas dinámicas auto-formantes para el tratamiento biológico de águas residuales. **Revista Ingenierías Universidad de Medellín**, v. 12, n. 22, p. 25-32, 2013.

REZAKAZEMI, M.; AMOOGHIN, A. E.; MONTAZER-RAHMATI, M. M.; et al. State-of-the-arte membrane based CO2 separation using mixed matrix membranes (MMMs): An overview on current status and future directions, *Progress in Polymer Science*, 39 (5), 817–861, 2014.

Seong, H.Y.; Hyung, S.K.; Ik, T.Y. The optimum operational condition of membrane bioreactor (MBR): cost estimation of aeration and sludge treatment. **Water Research**. Volume 38, Issue 1, January , Pages 37-46, 2004.

SUBTIL, E.L.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J.C. Bioreatores com membranas submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 3, p. 129-142, 2013.

SHEN, J., HE, R., HAN, W., et al. Biological denitrification of high-nitrate wastewater in a modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR). **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n. 2-3, p. 595-600, 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. Wastewater engineering. **Management**, v. 7, p. 1-4, 1991.

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. 1999.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados. **Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG**, v. 4, p. 415, 1997.

ZHENXUN, Y.U. & DONG, B. Recent advances in dynamic membrane bio-reactor. In: 2011 **International Symposium on Water Resource and Environmental Protection**. IEEE, p. 1283-1286, 2011.