



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Patrick Aubert Raio

Avaliação do impacto de aditivo químico sobre o metabolismo do lodo ativado da
Estação de Tratamento de Esgoto da Lagoa da Conceição

Florianópolis
2023

Patrick Aubert Raio

Avaliação do impacto de aditivo químico sobre o metabolismo do lodo ativado da
Estação de Tratamento de Esgoto da Lagoa da Conceição

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências Tecnológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do Grau de Engenheiro em Engenharia Sanitária e Ambiental;

Orientador(a): Prof.Dr. Nelson Libardi Júnior

Florianópolis

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Raio , Patrick Aubert

Avaliação do impacto de aditivo químico sobre o metabolismo do lodo ativado da Estação de Tratamento de Esgoto da Lagoa da Conceição / Patrick Aubert Raio ; orientador, Nelson Libardi Junior, 2023.

91 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

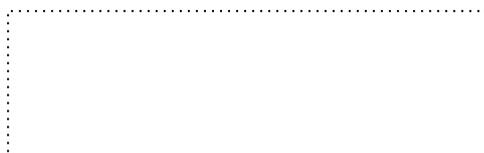
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. lodos ativados. 3. metabolismo. 4. fósforo. 5. inibição. I. Junior, Nelson Libardi. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Patrick Aubert Raio

Avaliação do impacto de aditivo químico sobre o metabolismo do lodo ativado da
Estação de Tratamento de Esgoto da Lagoa da Conceição

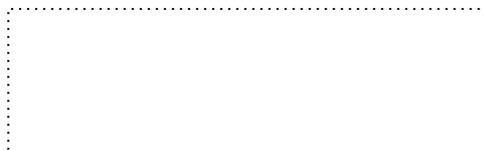
Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de
“Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental” e aprovado em sua forma final pelo Curso
Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 05 de dezembro de 2023.



Prof. Bruno Segalla Pizolatti, Dr
Coordenação do Curso

Banca examinadora



Prof. Nelson Libardi Junior, Dr.
Orientador

Universidade Federal de Santa Catarina



Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Avaliador

Universidade Federal de Santa Catarina



Prof. Rodrigo, de Almeida Mohedano, Dr.
Avaliador

Universidade Federal de Santa Catarina

Dedico este trabalho à minha mãe, que sempre cuidou de mim, apoiou e incentivou em tudo.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Yvonne Elaine Aubert, que não tenho nem palavras para descrever tudo que representa para mim, sempre foi uma mãe mais do que incrível, fazendo o possível e o impossível por mim, sempre me apoiando e incentivando.

Aos meus cães, Scooby-Doo (in memoriam), que foi meu grande companheiro de infância e juventude, me acompanhando em tudo, o que teria sido de mim sem você deitado perto de mim quando ficava estudando cedo antes de sair para às aulas, Neve (in memoriam), a melhor cadela que eu poderia ter tido, sempre me protegendo e ao Tigrão (in memoriam), você trouxe graça e diversão para a minha vida.

Aos meus amigos Felipe, Rafael e Gustavo, vocês são incríveis e conhecê-los no IFSC foi umas das melhores coisas que poderia ter ocorrido, mesmo em cursos diferentes e agora até em cidades diferentes, vocês vão ser para sempre especiais, nunca vou esquecer das melhores conversas sobre química nuclear e outras conversas científicas (ou nem tanto) que tivemos.

Ao meu orientador, Nelson Libardi Junior, que sempre me auxiliou da melhor maneira possível, atencioso, prestativo e com correções que me ajudaram muito a melhor esse trabalho e para meu aprendizado e formação.

Aos professores Pablo Heleno Sezerino e Rodrigo de Almeida Mohedano, agradeço por terem aceito o convite para serem membros da banca examinadora e também pelas aulas incríveis e com um toque de humor, principalmente por parte do Pablo. Vocês juntamente com o meu orientador e as professoras Maria Eliza Nagel Hassemmer e Maria Elisa Magri me fizeram ter um carinho especial pelas áreas ligadas ao saneamento e tratamento de efluentes.

À Luana, meu muito obrigado pelas caronas até a ETE, minhas coletas não teriam sido as mesmas sem você, pelas conversas e dramas que passamos durante esse TCC e também juntamente com outros amigos e colegas que conheci e convivi nessa reta final de graduação: Fabrício, Tiago, Rafael, Vinícius, Marcelo, Jonata, Julia, Laura, Maria Natália, Ana Clara e Mariane, entre outros, vocês fizeram meu final de graduação (desde que tive aula presencial com vocês na volta da pandemia) mais divertido e especial.

À Aline e ao Jorge, agradeço muito vocês por todo o auxílio com as práticas de laboratório.

Às meninas da iniciação científica do LABEFLU, Sofia Kremer e Sofia Milanello, vocês me ajudaram bastante no laboratório e foi muito legal poder transmitir um pouco de conhecimento e prática de laboratório para vocês.

Ao LABEFLU e ao LIMA, agradeço ao pessoal incrível que conheci e a infraestrutura disponível, sem a ajuda técnica e a estrutura que foi conquistada ao longo dos anos, eu não teria feito este trabalho.

Aos operadores da ETE da Lagoa da Conceição, vocês foram muito atenciosos e simpáticos em todas as coletas que fiz. Também agradeço à Edna Colombo, responsável pela ETE, que me respondeu várias dúvidas que me ajudaram a entender melhor a operação da ETE, o que me auxiliou muito na compreensão de vários resultados.

A todos os cientistas famosos, como Albert Einstein, Stephen Hawking, Isaac Newton, Marie Curie e aos sanitaristas Saturnino de Brito e Marcos Von Sperling, entre tantos outros, poderia citar páginas e páginas. E aos grandes divulgadores de ciência, como Carl Sagan, Neil de Grasse Tyson e Iberê Thenório, que me inspiram a querer estudar ciência de um modo geral e querer produzir conteúdo científico. Também agradeço a todos os cientistas anônimos, que pouca gente conhece e valoriza, mas que estiveram e estão lá fazendo pesquisas e ajudando a humanidade a entender melhor o mundo, a natureza, a tecnologia e o universo.

Ao Gabriel Lehn que doou para mim um notebook durante a pandemia que me ajudou muito e à Sara Walter, que me ajudou trazendo o notebook aqui em casa, vocês foram incríveis e muito gentis em um momento tão complicado.

Ao Júnior da Serralheria Obremet, que me passou a senha do wi-fi para poder usar para assistir às aulas online durante a pandemia, pois aqui em casa só tinha 3G, isso foi muito importante para mim.

À UFSC pelo ensino de qualidade.

Ao Mister Pi (Everton Cunha), passei tantas noites ouvindo seu programa de música durante a escrita do meu TCC, o que me ajudou muito a relaxar e conseguir prosseguir.

Às professoras do IFSC, Berenice, Tula, Gisele, Cláudia, Renata e Karine e ao professor Marcel, agradeço muito por tudo que aprendi no médio técnico em química, vocês tiveram grande participação na minha formação e no meu interesse por laboratórios e pesquisa.

“Toda a nossa ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil – e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos”

Albert Einstein

RESUMO

O tratamento de esgotos sanitários é importante tanto para a preservação de recursos hídricos quanto para evitar a propagação de doenças, sendo que em Florianópolis, aproximadamente 65 % da população é atendida por um sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário. Nesse contexto as estações que utilizam o processo de lodos ativados têm relevância, por apresentar uma elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e demandar uma área relativamente menor que outros processos. Entretanto, apesar do avanço científico quanto a remoção de nutrientes em processos biológicos, a sua aplicação na escala real continua sendo um desafio. A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da Lagoa da Conceição passou a aplicar um aditivo químico, denominado como PAC (policloreto de alumínio) para precipitar o fósforo e auxiliar na sua remoção. Esta medida foi impulsionada pela catástrofe do rompimento da lagoa de evapo-infiltração, que recebe o efluente tratado desta ETE, e que impactou a lagoa da conceição com cargas de fósforo. Nesse sentido o objetivo desse trabalho foi avaliar o impacto desse aditivo químico no metabolismo dos microrganismos do lodo ativado e verificar qual concentração não causa inibição nos microrganismos e maximiza a precipitação de fósforo. Para realizar essa avaliação do impacto foram realizadas análises para caracterizar a biomassa: série de sólidos, IVL, polissacarídeos, microscopia e colorações de Gram e Neisser e respirometria para verificar possíveis efeitos inibitórios do PAC (0,083 mL.L⁻¹ e 1,000 mL.L⁻¹). O resultado do IVL indicou uma sedimentabilidade ruim, a maior parte dos microrganismos são Gram negativos, sendo um possível fator de contribuição para a estrutura aberta e dispersa do floco biológico. A coloração de Neisser indicou a possível presença de fósforo aderido ao PAC, pois a presença de bactérias acumuladoras de fósforo não foi investigada por outras metodologias. A velocidade de respiração específica endógena ficou entre 4,49 e 30,65 mg O₂.gSSV⁻¹.h⁻¹, autotrófica entre 0,77 e 31,61 mg O₂.gSSV⁻¹.h⁻¹ e heterotrófica entre 2,02 e 12,92 mg O₂.gSSV⁻¹.h⁻¹. As análises de fósforo apresentaram concentrações maiores na saída em duas análises, sendo causada pelo arraste de lodo e refletindo uma situação de momento, não significando ineficiência do processo. As concentrações avaliadas de PAC não causaram inibição para os microrganismos e acabou gerando aumento nas velocidades de consumo de oxigênio, sendo a maior obtida com uma concentração de 0,182 mL.L⁻¹ de PAC e com resultado de 50,68 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ para a velocidade geral, de 25,67 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ para a velocidade heterotrófica e 25,05 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ para a velocidade autotrófica. Além disso, a adição de PAC na sua menor concentração (0,083 mL.L⁻¹) resultou na eficiência de remoção de fósforo de 91,66 %, porém quanto maior a concentração de PAC utilizada, maior foi o volume de lodo gerado.

Palavras-chave: lodos ativados; fósforo; metabolismo; respirometria; policloreto de alumínio (PAC); inibição.

ABSTRACT

The treatment of sanitary effluents is crucial for both the preservation of water resources and the prevention of disease spread. In Florianópolis, approximately 65% of the population is served by a collection and treatment system for sanitary sewage. In this context, stations utilizing the activated sludge process are significant due to their high efficiency in removing organic matter and requiring relatively less space than other processes. Despite scientific advancements in biological processes for nutrient removal, their real-scale application remains a challenge. The Lagoa da Conceição Wastewater Treatment Plant (ETE) implemented a chemical additive, PAC (polyaluminum chloride), to precipitate phosphorus and aid in its removal. This decision was driven by the catastrophe of the rupture of the evapo-infiltration lagoon, which receives treated effluent from this ETE, impacting Lagoa da Conceição with phosphorus loads. The objective of this study was to evaluate the impact of this chemical additive on the metabolism of activated sludge microorganisms and determine a concentration that does not inhibit microorganisms while maximizing phosphorus precipitation. Biomass characterization analyses were conducted, including solid series, SVI, polysaccharides, microscopy, Gram and Neisser staining, and respirometry. Possible inhibitory effects of PAC (0.083 mL.L^{-1} and 1.000 mL.L^{-1}) were also assessed. The SVI result indicated poor sedimentability, with most microorganisms being Gram-negative, potentially contributing to the open and dispersed structure of the biological floc. Neisser staining suggested the possible presence of phosphorus adhered to PAC, as the presence of phosphorus-accumulating bacteria was not investigated by other methodologies. Endogenous specific respiration rates ranged between 4.49 and $30.65 \text{ mg O}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$, autotrophic rates between 0.77 and $31.61 \text{ mg O}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$, and heterotrophic rates between 2.02 and $12.92 \text{ mg O}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Phosphorus analyses showed higher concentrations at the outlet in two analyses, caused by sludge carryover, reflecting a momentary situation and not indicating process inefficiency. Evaluated concentrations of PAC did not inhibit microorganisms and resulted in increased oxygen consumption rates, with the highest achieved at a concentration of 0.182 mg.L^{-1} of PAC, yielding a general velocity of $50.68 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, $25.67 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ for heterotrophic velocity, and $25.05 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ for autotrophic velocity. Furthermore, the addition of PAC at its lowest concentration (0.083 mg.L^{-1}) resulted in a phosphorus removal efficiency of 91.66 %. However, higher PAC concentrations led to an increased volume of generated sludge.

Keywords: activated sludge; phosphorus; metabolism; respirometry; polyaluminum chloride (PAC); inhibition.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática de um reator UASB.....	23
Figura 2 – Esquema de sistema de tratamento com reator UASB seguido de lodo ativado.....	24
Figura 3 - Estrutura característica de um floco biológico de sistema de biomassa em suspensão.....	26
Figura 4 - Floco compacto.....	27
Figura 5 - Floco aberto.....	27
Figura 6 – Bactérias Gram negativas (rosa) e Gram positivas (azul).	27
Figura 7 – Bactérias Neisser negativas (marrom) e Neisser positivas (colônia em azul).....	28
Figura 8 – <i>M.parvicella</i> com inclusões Neisser positivas.....	29
Figura 9 – Eikelboom 021N com coloração de Gram.	29
Figura 10 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica	31
Figura 11 – Efeito da adição de substrato na concentração de oxigênio dissolvido..	35
Figura 12 – Variação da concentração de OD com o tempo.....	37
Figura 13 - Respirimetria de um sistema recuperável e de um sistema não recuperável.....	39
Figura 14 - Imagem de satélite da ETE Lagoa da Conceição.	41
Figura 15 – Fluxograma dos processos de operação da ETE Lagoa da Conceição.	42
Figura 16 – Licor misto coletado dia 01/08 no recipiente de armazenamento.....	43
Figura 17 – Coletas de fosforo nos dias 25/09 (a) e 09/10 (b).	43
Figura 18 – Aparato experimental para realização da respirometria.	48
Figura 19 – Parâmetros para cálculo do Índice Biótico do Lodo	50
Figura 20 – Amostra de PAC.....	52
Figura 21 – Comparação da concentração de polissacarídeos por SSV nas diferentes coletas.	57
Figura 22 - Comparação da concentração de fósforo na entrada e saída da ETE nas diferentes coletas.	59
Figura 23 – Gráficos respirometria da coleta do dia 31/07.....	63
Figura 24 – Gráficos respirometria da coleta do dia 25/09.....	64
Figura 25 – Gráficos respirometria da coleta do dia 09/10.....	64
Figura 26 – Repartição da biomassa ativa.	66

Figura 27 – Flocos do lodo - (a) dia 25/09; (b) 09/10. Aumento 100X.....	67
Figura 28– Coloração de Gram da coleta do dia 25/09. Aumento 1000 X.	68
Figura 29 – Filamentos com coloração de Gram da coleta do dia 25/09. Aumento 1000X.....	68
Figura 30 – Coloração de Gram da coleta do dia 09/10. Aumento 1000 X	69
Figura 31 – Filamentos com coloração de Gram da coleta do dia 09/10. Aumento 1000 X.....	69
Figura 32 – Predominância de bactérias Neisser positivas na coleta do dia 25/09. Aumento 1000X.....	70
Figura 33 – Predominância de bactérias Neisser negativo na coleta do dia 25/09. Aumento 1000X.....	70
Figura 34 – Zonas de acúmulo de fósforo na coleta do dia 25/09. Aumento 1000X	70
Figura 35 – Predominância de bactérias Neisser positivo na coleta do dia 09/10. Aumento 1000X.....	71
Figura 36 – Predominância de bactérias Neisser negativas na coleta do dia 09/10. Aumento 1000X.....	71
Figura 37 – Zonas de acúmulo de fósforo na coleta do dia 09/10. Aumento 1000X.	71
Figura 38 – Paramecium sp. Aumento 100 X.....	74
Figura 39 – Aspidisca sp. Aumento 100X.....	74
Figura 40 – Vorticella sp. Aumento de 100X.....	74
Figura 41 – Podophyra sp. Aumento de 100X.....	74
Figura 42 – Coloração de Gram da coleta do dia 23/10.....	75
Figura 43 – Coloração de Neisser da coleta do dia 23/10.....	75
Figura 44 – Sólidos com diferentes concentrações de PAC adicionado.	77

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Processos biológicos convencionais de tratamento de efluentes.....	21
Quadro 2 – Análises físico-químicas para caracterizar o licor misto.	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Série de sólidos.....	55
Tabela 2 – IVL, umidade, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e do lodo...	56
Tabela 3 – Concentração de polissacarídeos no licor misto.	57
Tabela 4 – Concentração de fósforo na entrada e saída da ETE.....	58
Tabela 5 – Velocidades de consumo de oxigênio e velocidades máxima de consumo de oxigênio.....	60
Tabela 6 – Velocidades de consumo específica de oxigênio.	61
Tabela 7 – Repartição da biomassa ativa.	66
Tabela 8 – Série de sólidos do licor misto da coleta do dia 23/10.....	72
Tabela 9 – IVL, umidade, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e do lodo da coleta do dia 23/10.	72
Tabela 10 – Concentração de polissacarídeos no licor misto na coleta do dia 23/10.	73
Tabela 11 – Número de microrganismos contados por grupo.....	73
Tabela 12 – Velocidades de consumo de oxigênio com as diferentes concentrações de PAC aplicadas.....	77
Tabela 13 – Concentração de fósforo no sobrenadante.....	78

LISTA DE ABREVIações

ANA – Agência Nacional das Águas
AOB – Ammonia-oxidizing bacteria
ATP – Adenosina trifosfato
ATU – Allythiourea
CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente
C/N – Razão carbono nitrogênio
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_u – Demanda Bioquímica de Oxigênio última
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EPS – Extracellular polymeric substances
ETE – Estação de Tratamento de Efluentes
FLORAM – Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis
IVL – Índice volumétrico do lodo
LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LARA – Laboratório de Reuso das Águas
LEI – Lagoa de Evapo-Infiltração
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
MBBR – Moving bed biofilm reactor
MBR – Reator biológico a membranas
NOB – nitrite-oxidizing bacteria
OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OD – Oxigênio dissolvido
PAC – policloreto de alumínio
SF – Sólidos fixos
SSF – Sólidos em suspensão fixos
SST – Sólidos em suspensão totais
SSV – Sólidos em suspensão voláteis
ST – Sólidos totais
SV – Sólidos voláteis
SOUR_t – Taxa de consumo de oxigênio total
UASB – Upflow anaerobic sludge blanket
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES	20
3.1.1	Legislações aplicadas ao tratamento de efluentes	21
3.2	SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS	21
3.2.1	Sistemas de tratamento combinados – processos anaeróbios (reator UASB) e processos aeróbios (lodo ativado do tipo valo de oxidação)	22
3.3	BIOMASSA EM SUSPENSÃO	25
3.3.1	Microscopia de lodos ativados	26
3.4	DEMANDAS DE CONSUMO DE OXIGÊNIO PELA BIOMASSA	29
3.4.1	Oxidação da matéria orgânica	30
3.4.2	Oxidação do nitrogênio	31
3.5	MÉTODO RESPIROMÉTRICO	33
3.6	DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE DE RESPIRAÇÃO E VELOCIDADE ESPECÍFICA DE RESPIRAÇÃO CELULAR	36
3.7	DETERMINAÇÃO DA REPARTIÇÃO DA BIOMASSA ATIVA	38
3.8	RESPIROMETRIA PARA AVALIAR TOXIDADE	38
3.9	REMOÇÃO QUÍMICA DE FÓSFORO.....	39
4	METODOLOGIA	40
4.1	LEVANTAMENTO DE DADOS DA ETE LAGOA DA CONCEIÇÃO	40
4.2	CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA BIOMASSA AERÓBIA.....	42
4.2.1	Coleta e armazenamento de amostra da entrada e saída da ETE e do licor misto	42
4.2.2	Análises para avaliação da biomassa aeróbia	43
<i>4.2.2.1</i>	<i>Análises físico químicas</i>	<i>44</i>
4.2.2.1.1	Série de sólidos	44
4.2.2.1.2	Índice Volumétrico do Lodo (IVL).....	45
4.2.2.1.3	Umidade, porcentagem de sólidos secos, densidade de sólidos e densidade do lodo.....	45

4.2.2.1.4	Polissacarídeos.....	46
4.2.2.1.5	Fósforo total	47
4.2.2.2	<i>Respirometria</i>	48
4.2.2.3	<i>Microscopia</i>	49
4.2.2.3.1	Método de contagem com câmara de Sedgwick – Rafter.....	50
4.2.2.3.2	Metodologia de coloração de Gram	51
4.2.2.3.3	Metodologia de coloração de Neisser	51
4.2.3	Análises para avaliar inibição e eficiência do PAC	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
5.1	AVALIAÇÃO DA BIOMASSA AERÓBIA	54
5.1.1	Série de sólidos, IVL, umidade, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e do lodo.....	54
5.1.2	Polissacarídeos.....	56
5.1.3	Fósforo total	57
5.1.4	Respirometria.....	59
5.1.5	Microscopia	66
5.1.5.1	<i>Análise microscópica e contagem com câmara de Sedgwick-Rafter.....</i>	<i>66</i>
5.1.5.2	<i>Coloração de Gram.....</i>	<i>68</i>
5.1.5.3	<i>Coloração de Neisser.....</i>	<i>69</i>
5.2	AVALIAÇÃO DA INIBIÇÃO E EFICIÊNCIA DO PAC	72
5.2.1	Análises para caracterizar o licor misto	72
5.2.1.1	<i>Série de sólidos, IVL, umidade, teor de sólidos secos, densidade de sólidos e densidade do lodo</i>	<i>72</i>
5.2.1.2	<i>Polissacarídeos.....</i>	<i>73</i>
5.2.1.3	<i>Microscopia e contagem com câmara de Sedgwick-Rafter</i>	<i>73</i>
5.2.1.3.1	<i>Coloração de Gram e Neisser.....</i>	<i>74</i>
5.2.2	Análises para avaliar inibição e eficiência do PAC	76
5.2.2.1	<i>Respirometria.....</i>	<i>76</i>
5.2.2.2	<i>Fósforo total no sobrenadante</i>	<i>78</i>
6	CONCLUSÃO	79
7	RECOMENDAÇÕES	81
	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE A – CÁLCULO DAS CONCENTRAÇÕES DE PAC.....	89

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso finito e escasso, sendo que ao longo do tempo a qualidade de mananciais, cursos de água, lagoas e lagos tem sido deteriorado, tendo como um dos principais motivos a falta de coleta e tratamento de esgoto sanitário, que também implica em outras consequências, como a propagação de doenças. No Brasil, cerca de 63,2 % da população urbana tem acesso à coleta e tratamento de esgoto sanitários por meio de sistemas coletivos, sendo que em Santa Catarina, 30,4 % são atendidos por esse tipo de sistema (SNIS, 2021) e em Florianópolis, 65 % são atendidos, de acordo com a revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico (Florianópolis, 2021).

Historicamente, o foco principal dos projetos das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) foi a remoção de carga orgânica. Aproximadamente 35 % das ETEs contam com processos de lagoas de estabilização, sendo que o sistema de lodos ativados é o 4º mais utilizado (ANA, 2020). De acordo com ANA (2017), o sistema de lodos ativados é o que atende o maior número de pessoas no Brasil.

O sistema de tratamento por lodos ativados é amplamente utilizado em situações que tem necessidade de uma elevada qualidade do efluente e redução da área necessária para a implantação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Trata-se de um sistema biológico com reator aeróbio, podendo ser adaptado para remoção biológica de nitrogênio e fósforo, sendo que, atualmente, é praticado de forma sistemática em outros países (Von Sperling, 2016a). Conforme Von Sperling (2016a), em países tropicais, como o Brasil, a relevância desses parâmetros é relativamente maior (embora não seja tão planejado e avaliado nas fases de projeto), já que pelas condições climáticas a eutrofização é favorecida, porém, no geral, as estações não são projetadas para remover nitrogênio e fósforo.

Nesse sentido a ETE da Lagoa da Conceição, em Florianópolis/SC, adotou o uso de um aditivo químico denominado policloreto de alumínio (PAC) para precipitar o fósforo em 2021, após o rompimento da Lagoa de Evapo-Infiltração (LEI). Uma das fragilidades apontadas no parecer técnico da FLORAM (Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis), foi a presença de sólidos suspensos que são tanto os remanescentes do tratamento, quanto os produzidos na própria LEI, decorrentes do crescimento de organismos fototróficos (algas), em função da presença de

nutrientes não removidos no tratamento. Por ser uma lagoa e ter um elevado tempo de detenção, o material fino sedimenta.

A legislação estadual, CONSEMA 182/2021 é a única que determina parâmetros em relação ao lançamento de fósforo sendo que até 2031 a concentração de fósforo para lançamento em lagoas deve ser menor ou igual a 4 mg/L.

Nesse sentido, por se tratar de uma estação que utiliza processos biológicos para o tratamento e como o PAC está sendo aplicado de forma direta no reator biológico, existe a hipótese de que esse aditivo possa estar afetando o metabolismo dos microrganismos presentes e ser tóxico para algum tipo de microrganismo presente, o que pode causar perturbações e desequilíbrios ecológicos, que por consequência podem afetar a eficiência do sistema de tratamento.

O monitoramento e avaliação de processos biológicos de tratamento de esgotos carece da aplicação do conhecimento do metabolismo dos organismos. Neste sentido, as técnicas de avaliação do sistema de lodos ativados por respirometria e microscopia pode fornecer informações importantes acerca do possível impacto da adição de produtos ao processo biológico.

Neste contexto, este trabalho propôs avaliar o impacto do PAC no metabolismo dos microrganismos do processo de lodos ativados da ETE da Lagoa da Conceição.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto do policloreto de alumínio (PAC) no metabolismo dos microrganismos do lodo ativado da ETE da Lagoa da Conceição.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar um diagnóstico da concentração, morfologia e organismos indicadores da biomassa do sistema de lodos ativados;
- Determinar as velocidades de consumo de oxigênio da biomassa do sistema de lodos ativados;
- Avaliar o impacto de concentrações de PAC sobre a biomassa aeróbia;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES

As águas residuárias são geradas por meio do consumo da água de abastecimento em um determinado local, sendo que recebe contribuição de atividades domésticas, industriais e infiltrações (METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2006). Estas águas residuárias são normalmente chamadas de esgoto e caso não tenha o devido tratamento pode gerar riscos à saúde humana e causar incomodo às populações por causa dos maus odores (METCALF & EDDY, 2016).

Na maior parte das cidades brasileiras, as águas residuárias coletadas das residências são tratadas por meio de sistemas biológicos, sendo que estes buscam reproduzir os processos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos. Assim, ocorre a conversão da matéria orgânica em produtos mineralizados inertes por meio de um processo de autodepuração. A estação de tratamento de efluentes busca reproduzir esses fenômenos, porém com o uso de tecnologias para que esse processo de depuração se desenvolva com condições controladas, em um tempo menor e com taxas de remoção de matéria orgânica mais elevadas (VON SPERLING, 2016b).

Os processos mais aplicados são os de crescimento suspenso e aderido, sendo que no processo de crescimento suspenso os microrganismos se desenvolvem em suspensão no meio líquido e no processo de crescimento aderido os microrganismos se desenvolvem aderidos ao material suporte. Também existem sistemas híbridos, como o reator de leito móvel (MBBR), que utiliza um sistema de lodos ativados e no reator são inseridos, no geral, materiais plásticos que servem de meio suporte, portanto apresenta tanto biomassa suspensa quanto biomassa aderida, porém esses sistemas híbridos são menos utilizados no Brasil (VON SPERLING, 2016a; VON SPERLING, 2016b).

O quadro 1 os principais tipos de processo e os possíveis sistemas aplicados.

Quadro 1 – Processos biológicos convencionais de tratamento de efluentes.

Processo	Sistema
Crescimento Suspenso	Lodos ativados e variações
	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB)
	Lagoas de estabilização e variações
Crescimento Aderido	Biofiltro
	Filtro anaeróbio
	Filtro biológico
	Sistemas de disposição no solo

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2016b).

3.1.1 Legislações aplicadas ao tratamento de efluentes

O nível de tratamento em relação aos poluentes deve ser adequado aos padrões legais de lançamento e de qualidade das águas dos corpos hídricos receptores, sendo que atualmente no Brasil a resolução CONAMA 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água. Nesta resolução estão contidos os limites de concentração para poluentes, de acordo com a classe. A resolução CONAMA 430/2011 estabelece os padrões para lançamento de efluentes. No estado de Santa Catarina tem-se a resolução CONSEMA 182/2021, a qual estabelece diretrizes para os padrões de lançamento de esgoto sanitário de sistemas de tratamento públicos e privados.

3.2 SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS

De acordo com Jordão & Pessôa (2005), o sistema de tratamento de águas residuárias por meio de sistemas de lodos ativados foi desenvolvido por Lockett e Arden, em 1914 na busca por sistemas de tratamento mais eficientes. Porém, somente a partir de 1950 ocorreu um elevado desenvolvimento de tecnologias (sendo um exemplo: aeradores) e pesquisas (como por exemplo: estudos da cinética de crescimento microbiano e cálculos para dimensionamento) (GONÇALVES et al, 2001).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), o sistema de lodos ativados pode ser definido como o processo de produção de uma massa ativa de microrganismos capazes de estabilizar aerobiamente a matéria orgânica da água residuária.

Na atualidade é o sistema mais utilizado para o tratamento de águas residuárias, que tenham como principal poluente a ser removido a matéria orgânica, sendo um sistema com um custo relativamente baixo de investimento, área necessária para o tratamento menor que outros sistemas e alta taxa de eficiência de remoção de matéria orgânica (remoção de DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio) (MELCHIOR et al., 2003; VON SPERLING, 2016a).

Existem diversas variações dentro do sistema de lodos ativados, porém os componentes básicos, que estão presentes em todas as variações são: tanque de aeração (reator), tanque de decantação (decantador secundário) e recirculação do lodo (VON SPERLING, 2016a).

Segundo Von Sperling (2016a), ocorrem no reator as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica e, em determinadas condições, de matéria nitrogenada, sendo que dessa maneira a biomassa se desenvolve utilizando o substrato presente na água residuária.

No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa) e uma parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário é recirculado para o reator. Com isso ocorre aumento da concentração de biomassa e o tempo de retenção dos sólidos (idade do lodo) fica maior que o tempo de retenção do líquido (tempo de detenção hidráulica). Dessa forma é possível obter uma elevada eficiência com um volume do tanque de retenção menor (VON SPERLING, 2016a).

3.2.1 Sistemas de tratamento combinados – processos anaeróbios (reator UASB) e processos aeróbios (lodo ativado do tipo valo de oxidação)

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre de maneira natural em diversos ambientes que apresentam disponibilidade de material orgânico e baixo potencial de oxidação-redução (ausência de oxigênio), sendo que o processo tem como resultado a estabilização da matéria orgânica e produção de biogás, como subproduto principal, que é composto majoritariamente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (MIKI et al., 2022).

De acordo com Chernicharo (2007), uma das principais tecnologias que utilizam o processo de digestão anaeróbia são os reatores UASB, os quais são amplamente utilizados para tratamento de efluentes domésticos e despejos

industriais que apresentam alta biodegradabilidade e segundo Oliveira, Azevedo e Cavavalcanti (2021), o reator UASB tem diversas características favoráveis, como: baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, construção e operação simples, estabilização do lodo no próprio reator e tolerância a elevadas cargas orgânicas.

Com a utilização do reator UASB é possível reter sólidos em suspensão, degradar compostos orgânicos, clarificar o efluente e realizar a estabilização do lodo. Conforme a figura 1, o esgoto é distribuído no reator de maneira homogênea por meio de mangueiras ou tubos, percorrendo um fluxo ascensional do fundo até as canaletas para a coleta do efluente clarificado. Sendo que o contato e a mistura do efluente com a manta de lodo é induzido pelo fluxo do efluente e por bolhas de gases, promovendo uma assimilação mais eficiente dos compostos orgânicos pelas bactérias que estão presentes na zona de reação (CHERNICHARO, 2007).

Figura 1 – Representação esquemática de um reator UASB.



Fonte: Miki (2010).

O sistema de lodos ativados por valo de oxidação é uma variação do sistema de aeração prolongada que pode ser do tipo carrossel ou Pasveer. Ambos geram um comportamento de mistura completa para variáveis de dinâmica lenta, como DBO, amônia e sólidos em suspensão e fluxo em pistão para variáveis de dinâmica rápida, como o oxigênio dissolvido (OD). Sendo que pelo rápido consumo de OD é gerado um gradiente de concentração, conforme o líquido se afasta do aerador, podendo eventualmente atingir condições anóxicas antes de chegar no próximo aerador (VON SPERLING, 2016a).

De acordo Von Sperling (2016a), o uso de sistemas de lodos ativados para pós tratamento de efluentes de reator UASB (figura 2) é bastante promissor em regiões de clima quente, sendo que pode ser usado na faixa superior de idade do lodo de sistemas convencionais (entre 6 e 10 dias) ou sendo utilizado um sistema de aeração prolongada, principalmente em locais com uma temperatura mais baixa.

Figura 2 – Esquema de sistema de tratamento com reator UASB seguido de lodo ativado.



Fonte: Von Sperling (2016a).

Segundo Von Sperling (2016a), também é uma opção para enviar o lodo excedente do reator aeróbio para o UASB, fazendo com que este seja adensado e digerido, juntamente com o lodo anaeróbio, necessitando apenas passar por uma etapa de desidratação após sair do UASB, sendo que por esta vazão ser relativamente baixa, diminui a incidência de distúrbios operacionais no reator anaeróbio. Porém é necessário cuidado e mais experiência operacional relacionada às estratégias mais adequadas para esse retorno, já que algumas estações reportaram problemas e Buntner, Spanjers e Van Lier (2014), observaram que a atividade metanogênica foi reduzida em mais de 20 % quando porções maiores do que 10 % de lodo aeróbio em relação ao volume de lodo anaeróbico eram adicionados em um Reator Biológico a Membranas (MBR) anaeróbio.

Também podem ocorrer distúrbios no sistema de lodos ativados, no caso em que são projetados para remover nutrientes, o pré-tratamento anaeróbio pode modificar a dinâmica de remoção de nitrogênio no tanque de aeração, já que pode gerar uma redução significativa na concentração de matéria orgânica carbonácea e gerar um desequilíbrio da relação ideal carbono / nitrogênio (C/N). Com isso, a capacidade de desnitrificação no tanque de aeração pode ficar comprometida e,

consequentemente, ocorrer no decantador secundário, gerando a suspensão do lodo devido a formação de gases (ALVES, 2019; VAN HAANDEL, 2012).

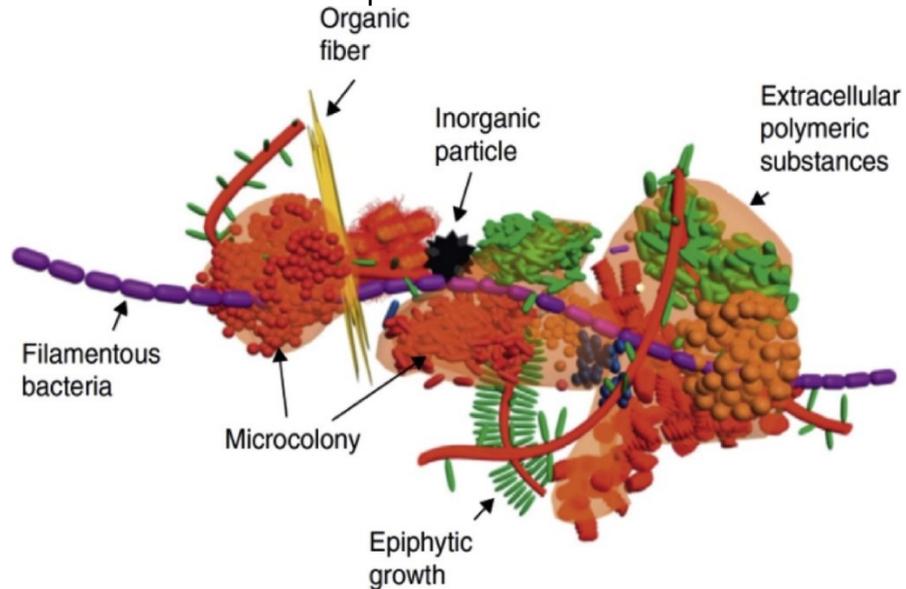
3.3 BIOMASSA EM SUSPENSÃO

No processo de lodos ativados, os microrganismos se concentram e formam uma unidade estrutural denominada floco. Mesmo os microrganismos sendo os agentes que removem a DBO, o floco desempenha um papel fundamental para o processo de remoção de matéria orgânica (VON SPERLING, 2016b).

De acordo com Branco (1986), os principais microrganismos presentes no floco são: bactérias, protozoários, fungos, rotíferos, nematoides e ocasionalmente larvas de insetos. Os protozoários têm certa relevância nos sistemas de lodos ativados, já que além de consumirem matéria orgânica, consomem as bactérias mal floculadas.

Segundo Von Sperling (2016b), a estrutura do floco é heterogênea, sendo apresentada na figura 3, sendo composta por: material orgânico adsorvido, material inerte dos esgotos, material microbiano produzido e células vivas e mortas e a aderência dos microrganismos no floco é influenciada pelas interações célula-célula, pela presença de moléculas de polímeros na superfície e pela composição do meio. Essa estrutura é dividida em dois níveis: microestrutura (é a base do floco, sendo composta por agregados de células, sendo que estes se juntam para formar agregados maiores) e macroestrutura (formada por bactérias filamentosas, que geram uma rede na qual as bactérias formadoras de floco se unem para formar flocos maiores e mais resistentes) (JORDÃO e PESSÔA, 2005; MELCHIOR et al.,2003).

Figura 3 - Estrutura característica de um floco biológico de sistema de biomassa em suspensão.



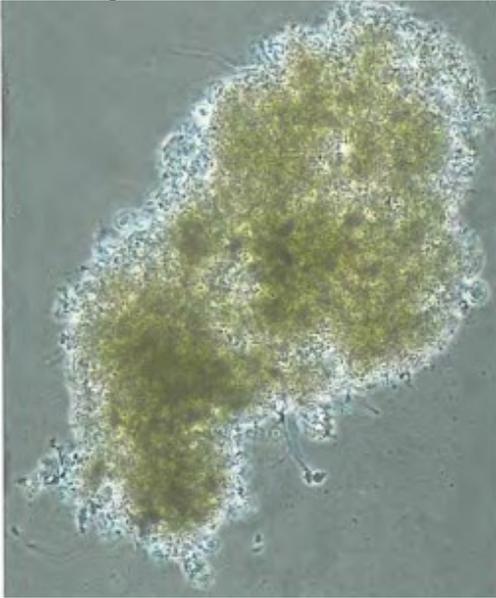
Fonte: Nielsen et al (2012).

A biomassa consegue ser separada no decantador secundário pela sua capacidade de formar flocos, sendo que isso ocorre porque as bactérias têm uma matriz gelatinosa que permite a aglutinação de bactérias e microrganismos (MELCHIOR et al., 2003). Sendo que essa matriz gelatinosa é o EPS (Substâncias Poliméricas Extracelulares), que é uma mistura complexa de biopolímeros de alto peso molecular, formado por polissacarídeos, proteínas, lipídeos, ácidos nucleicos e substâncias húmicas (FELZ et al., 2016; SEVIOUR et al., 2019; SHENG; YU, 2006).

3.3.1 Microscopia de lodos ativados

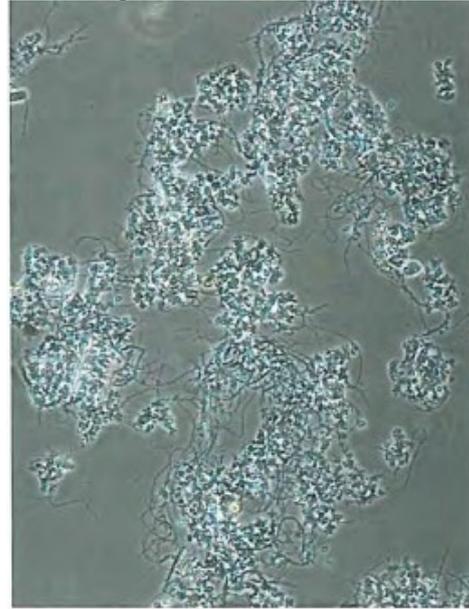
De acordo com Eikeboom (2000), o floco biológico pode ser compacto, que apresenta uma coloração mais para marrom e geralmente apresenta uma melhor sedimentabilidade, ou aberto que no geral tem uma coloração mais clara e apresenta colônias de bactérias interligadas por bactérias filamentosas (figura 4 e 5).

Figura 4 - Floco compacto



Fonte: Eikelboom (2000).

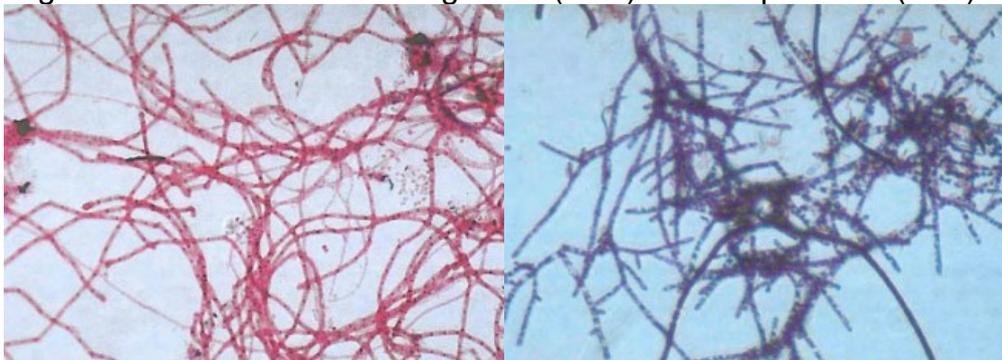
Figura 5 - Floco aberto



Fonte: Eikelboom (2000).

As bactérias Gram positivas apresentam uma coloração azul-roxo e as Gram negativas apresentam uma coloração rosa-vermelho (figura 6). A presença de uma maior quantidade de bactérias Gram positivas contribui para a formação de um floco mais robusto e compacto. Essas bactérias também são associadas a sistemas com uma carga orgânica mais baixa. Por outro lado, uma maior presença de bactérias Gram negativas pode indicar um sistema com uma carga orgânica mais elevada (EIKELBOOM, 2000).

Figura 6 – Bactérias Gram negativas (rosa) e Gram positivas (azul).

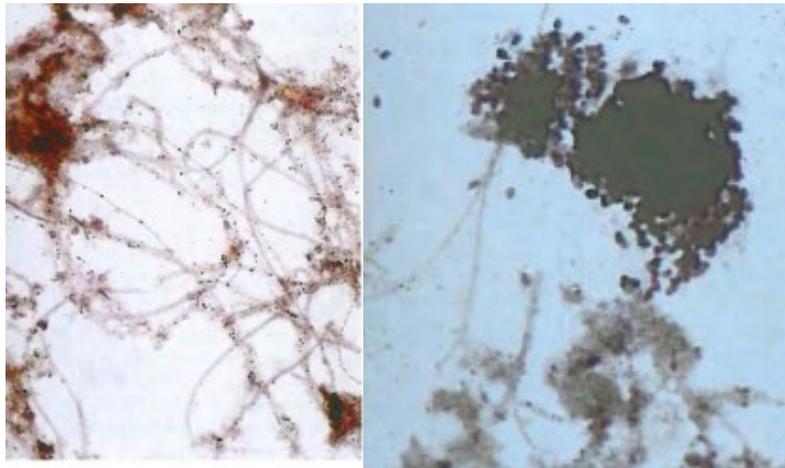


Fonte: Eikelboom (2000).

As bactérias Neisser positivas apresentam uma coloração azul e as bactérias Neisser negativas apresentam uma coloração que varia entre o amarelo e o marrom (Figura 7). A presença de bactérias Neisser positivas pode indicar a

presença de organismos acumuladores de fósforo, pois este método tem seu resultado positivo associado com a presença de fósforo. Também é possível identificar a presença de bactérias filamentosas que apresentem inclusões que se forem Neisser positivo indicam a presença de grânulos de polifosfato (EIKELBOOM, 2000).

Figura 7 – Bactérias Neisser negativas (marrom) e Neisser positivas (colônia em azul).



Fonte: Eikelboom (2000).

As bactérias filamentosas em sistemas de lodos ativados podem ser classificadas e diferenciadas de acordo com o resultado que apresentam em relação às colorações de Gram e de Neisser, sendo que alguns exemplos são:

- *S.natans*, *H.hydroxsis* e Eikelboom 1701, 0411, 0961, 0581 e 0803: Gram negativas e Neisser negativas para os filamentos e inclusões;
- Eikelboom 021N: Gram negativas, Neisser negativas para os filamentos e podem ser Neisser negativas ou positivas para as inclusões (figura 8).
- *Thiotrix I* e *II*: Podem ser Gram positivas ou Gram negativas, Neisser negativas para os filamentos e podem ser Neisser positivas ou negativas para as inclusões;
- *N.limicola II* e *III*: Podem ser Gram negativas ou positivas, Neisser positivas para os filamentos e Neisser negativas para as inclusões;
- *N.limicola I*: Gram positivas, Neisser positivas para os filamentos e Neisser negativas para as inclusões;

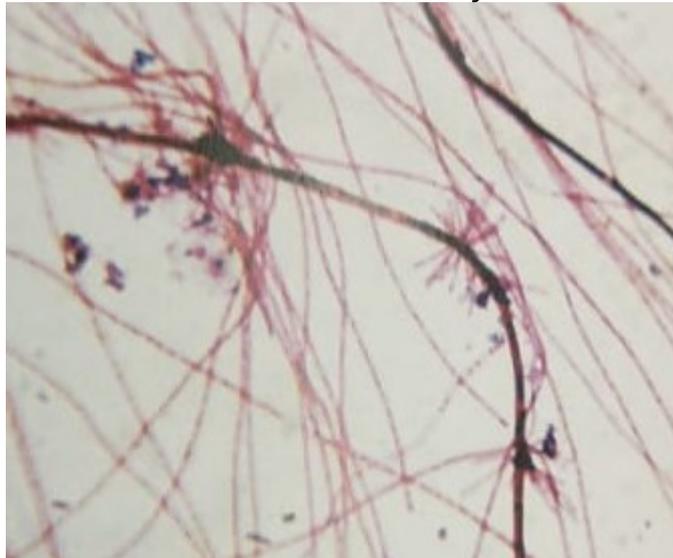
- *M.parvicella*: Gram positivas, Neisser negativas para os filamentos e Neisser positivas para as inclusões (figura 9).

Figura 8 – *M.parvicella* com inclusões Neisser positivas.



Fonte: Eikelboom (2000).

Figura 9 – Eikelboom 021N com coloração de Gram.



Fonte: Saar (2015).

3.4 DEMANDAS DE CONSUMO DE OXIGÊNIO PELA BIOMASSA

No geral o principal objetivo do processo de tratamento de efluentes é a remoção de matéria orgânica carbonácea por meio das bactérias heterotróficas. Estas convertem a energia presente nas ligações intermoleculares do substrato em

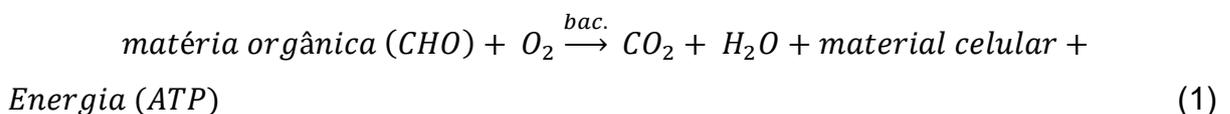
adenosina trifosfato (ATP) e esta conversão ocorre por meio de uma série de reações de oxidação e redução, sendo que quando o oxigênio é o aceptor final de elétrons, o processo é denominado respiração aeróbia (SPANJERS et al., 1996; VANROLLEGHEM, 2002).

Também são consideradas no projeto de reatores por lodos ativados a respiração endógena das células bacterianas e a nitrificação para determinar a quantidade de oxigênio necessária (VON SPERLING, 2016a).

3.4.1 Oxidação da matéria orgânica

De acordo com Von Sperling (2006), a oxidação da matéria orgânica é responsável por um dos principais problemas de poluição das águas, o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos durante os processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Sendo este consumo gerado, principalmente, pelas bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas, que na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica em compostos mais simples e estáveis, como por exemplo água e gás carbônico e energia. Observa-se uma tendência de crescimento da população de bactérias, enquanto houver alimento e oxigênio disponíveis no meio.

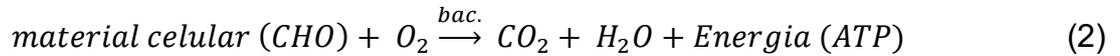
A oxidação da matéria orgânica ocorre em duas etapas: oxidação direta da matéria orgânica biodegradável (respiração exógena), a qual gera aumento da biomassa bacteriana, ocorrendo principalmente atividades de síntese, na qual ocorrem atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia, conforme equação 1:



Onde: CHO representam carbono, hidrogênio e oxigênio, principais componentes da matéria orgânica carbonácea e bac. são as bactérias que realizam esse processo.

E na segunda etapa, ocorre a oxidação do material microbiano celular, sendo realizada pelos próprios microrganismos (respiração endógena), ocorrendo quando o substrato disponível para a biodegradação encontra-se em sua maior parte removido, então os microrganismos passam a consumir o próprio protoplasma

microbiano para obter energia para as reações celulares, isso faz com que tenha uma diminuição do número de organismos, conforme equação 2 (VON SPERLING, 2005. VAN HAANDEL & CAVALCANTI, 2001):



Onde: CHO representam carbono, hidrogênio e oxigênio, principais componentes da matéria orgânica carbonácea e bac. são as bactérias que realizam esse processo.

O oxigênio total consumido nessas duas etapas é definido como sendo a demanda última (DBO_u), sendo que também pode ser expresso por meio da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a figura 10 mostra a progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.

Figura 10 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica



Fonte: Von Sperling (2006).

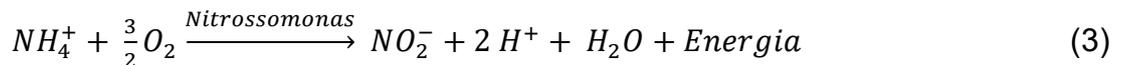
3.4.2 Oxidação do nitrogênio

Em um reator aeróbio também ocorrem reações de nitrificação, sendo que esse processo requer cerca de 40 % da demanda total de oxigênio e ocorrem em duas etapas: a primeira em que o íon amônio é oxidado a nitrito e uma segunda em que o nitrito é oxidado a nitrato (SPANJERS et al., 1996).

De acordo com Von Sperling (2006), os microrganismos envolvidos na oxidação do nitrogênio são autótrofos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), sendo que utilizam o gás carbônico (CO_2) como principal fonte de carbono e obtém energia por meio da oxidação de um substrato orgânico, como por exemplo o íon

amônio (NH_4^+), a formas mineralizadas, sendo que necessitam de uma quantidade relativamente elevada de oxigênio para o processo, cerca de 4,57 gramas de O_2 por grama de íon amônio.

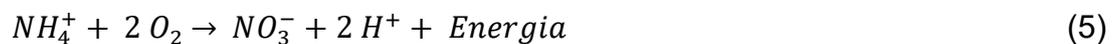
A série de reações bioquímicas de transformação do íon amônio em nitrito e que pode ser denominada de nitrificação, são realizadas pelas bactérias oxidadoras de amônia (AOB, do inglês ammonia-oxidizing bactéria), principalmente, por bactérias do gênero *Nitrossomonas* e pode ser representada pela equação 3: (VON SPERLING, 2006; PARK et al., 2008)



A oxidação do nitrito a nitrato e que pode ser denominada como nitratação, ocorre por meio de uma série de reações bioquímicas que são realizadas pelas bactérias oxidadoras de nitrito (NOB, do inglês nitrite-oxidizing bactéria), principalmente, por bactérias do gênero *Nitrobacter* e pode ser representada pela equação 4: (VON SPERLING, 2006; PARK et al., 2008)



A reação global de nitrificação pode ser representada pela soma das equações 3 e 4, sendo apresentada na equação 5:



Apesar das bactérias do gênero *Nitrossomonas* serem geralmente as mais conhecidas como as responsáveis pela primeira etapa do processo de nitrificação, outros gêneros também são capazes de oxidar o íon amônio a nitrito, como por exemplo: *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus*. E para a etapa a segunda etapa da nitrificação, além das bactérias do gênero *Nitrobacter*, os seguintes gêneros também podem realizar: *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis*.

As bactérias nitrificantes são mais sensíveis que os microrganismos heterotróficos, sendo afetadas por: falta de oxigênio, mudança de pH ou de temperatura, da relação carbono-nitrogênio (C/N), alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido e todos os tipos de composto tóxicos, além de ter um crescimento mais lento (BITTON, 2005; BERNET e SPÉRANDIO, 2009; VON SPERLING, 2006).

3.5 MÉTODO RESPIROMÉTRICO

De acordo com Spanjers et al. (1996), é importante determinar a velocidade que o lodo consome oxigênio para os sistemas de lodos ativados, sendo um indicador relevante das condições do processo. Segundo Wolff (2005), a qualidade do efluente e os custos do tratamento são influenciados pelo consumo de oxigênio, pois este parâmetro tem uma relação direta com a remoção do substrato, na geral matéria orgânica, e com o crescimento da biomassa.

A determinação do consumo de oxigênio é uma técnica relevante para a caracterização de águas residuárias e controle da operação dos tanques de aeração dos sistemas de lodos ativados, sendo que a medida e interpretação do consumo de oxigênio pelos microrganismos, com condições experimentais controladas é denominada respirometria (MARSILI-LIBELLI & TABANI, 2002; SPANJERS et al., 1996).

Os primeiros trabalhos que utilizaram técnicas respirométricas foram desenvolvidos por Jenkins (1960) e Montgomery (1967), utilizando como base seus próprios estudos experimentais sobre a quantificação do consumo de oxigênio dissolvido em sistemas de lodos ativados e de acordo com Andreottola et al. (2005), o procedimento para estimar a taxa de consumo de oxigênio é relativamente simples e tem um amplo campo de aplicação, como citado por Marsili-Libelli & Tabani (2002), o uso do procedimento para determinar o estado da atividade dos microrganismos e para calibração de modelos cinéticos. Também pode-se determinar, por meio de técnicas respirométricas: parâmetros cinéticos, caracterização da matéria orgânica carbonácea presente em águas residuárias (SILVA FILHO et al., 2003), presença de substâncias tóxicas ou inibidoras no afluente (FERNANDES et al., 2001), monitoramento da nitrificação, fracionamento da DQO (SPERANDIO, 1998), estudo da influência da concentração do substrato na velocidade de nitrificação (BARROS et al., 2003) e determinação da biomassa ativa, autotrófica e heterotrófica (WOFF et al., 2003)

Geralmente a respirometria é utilizada para determinar as quantidades de oxigênio consumido, porém também pode ser utilizada para medir a quantidade de dióxido de carbono (CO_2) produzida pelos microrganismos em uma amostra líquida. Sendo que o primeiro método é o mais utilizado, já que apresenta uma maior simplicidade para ser executado. Neste método é determinada a velocidade de

consumo de oxigênio, por meio da taxa de diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD) no efluente de um reator biológico, quando é realizada a interrupção da aeração. Sendo esperada a redução de cerca de 1 a 2 mg/L na concentração de OD, que geralmente ocorre em poucos minutos após a interrupção da aeração (SPERANDIO, 1998; VAN HAANDEL & CATUNDA, 1982).

Segundo Andreotta et al. (2005), o consumo de oxigênio ocorre em duas fases principais:

- 1) Respiração endógena do lodo: Representa o oxigênio necessário para a respiração do lodo, sendo a energia necessária para as células da biomassa se manterem vivas, ou seja, cumprir as funções celulares. Nesse caso a respiração do lodo utiliza o oxigênio de forma contínua, portanto gerando uma velocidade aproximadamente constante.
- 2) Fase exógena (degradação do substrato): representa o consumo de oxigênio para os microrganismos degradarem os substratos presentes no líquido, sendo que pode ser para microrganismos autotróficos (ao adicionar substrato específico para esse tipo de bactéria, como amônia para bactérias nitrificantes) ou heterotróficos (ao adicionar uma fonte de carbono, como por exemplo glicose, sendo que também tem que adicionar um inibidor para que não ocorra nitrificação, como por exemplo a Allythiourea (ATU)).

Essas fases podem ser observadas na figura 11, na qual entre os pontos a-b-c da reta pode-se observar que apresenta inclinação uniforme, o que representa a fase endógena. No ponto b foi adicionado certa quantidade de substrato, o que gera um momentâneo incremento na velocidade de consumo do oxigênio, sendo representado pela reta b-d. Após o substrato ser totalmente degradado, a situação do sistema retorna às condições endógenas iniciais, portanto a inclinação após o ponto d é similar à original (ANDREOTTOLA et al., 2005).

Figura 11 – Efeito da adição de substrato na concentração de oxigênio dissolvido.



Fonte: Andreottola et al. (2005).

Alguns cuidados que devem ser tomados para a determinação da taxa de consumo de oxigênio são: verificar se o lodo apresenta respiração sem adição de substrato exógeno (respiração endógena), pois um dos objetivos é conhecer as características biológicas do efluente; a fonte de carbono deve ser sempre a mesma e com a mesma concentração de DQO para que os resultados possam ser comparáveis e o pH deve ser mantido na faixa utilizada no processo de tratamento de onde a biomassa foi retirada (SPANJERS & KLAPWIJK, 1990; HAGMAN E JANSEN, 2007).

Também são necessários alguns cuidados na realização do ensaio: o meio líquido deve ser mantido com agitação constante para que não ocorra sedimentação do lodo durante o teste, porém deve ser mantido no mínimo possível para evitar gerar aeração pela agitação; o sensor de oxigênio dissolvido deve ser posicionado em um local onde o difusor de ar não gere acúmulo de bolhas sobre a membrana do sensor, pois isso poderia gerar leituras que não representam as condições do meio; evitar derramar conteúdo do reator utilizado no teste para que o volume de controle não seja modificado e o reator deve possuir a menor área possível de interface líquido atmosfera, para evitar a difusão de gases para o meio líquido, já que isso poderia gerar reaeração do meio (REZENDE, 2014).

3.6 DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE DE RESPIRAÇÃO E VELOCIDADE ESPECÍFICA DE RESPIRAÇÃO CELULAR

Segundo Schmidell (2001), a velocidade específica de respiração (QO_2), pode ser definida pela equação 6:

$$QO_2 = \frac{1}{X} * \frac{dO_2}{dt} \quad (6)$$

Onde: QO_2 é a velocidade específica de respiração ($gO_2/g_{cel}.h$), X é a concentração celular (g_{cel}/m^3) e dO_2/dt é a velocidade de consumo de O_2 ($gO_2/m^3.h$).

O valor da QO_2 depende do microrganismo empregado, da composição do meio e das condições experimentais (pH, temperatura, entre outros).

No processo de tratamento biológico de efluentes ocorre a transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida e de forma simultânea ocorre o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos, dessa maneira, o balanço de oxigênio no meio líquido pode ser definido pela equação 7:

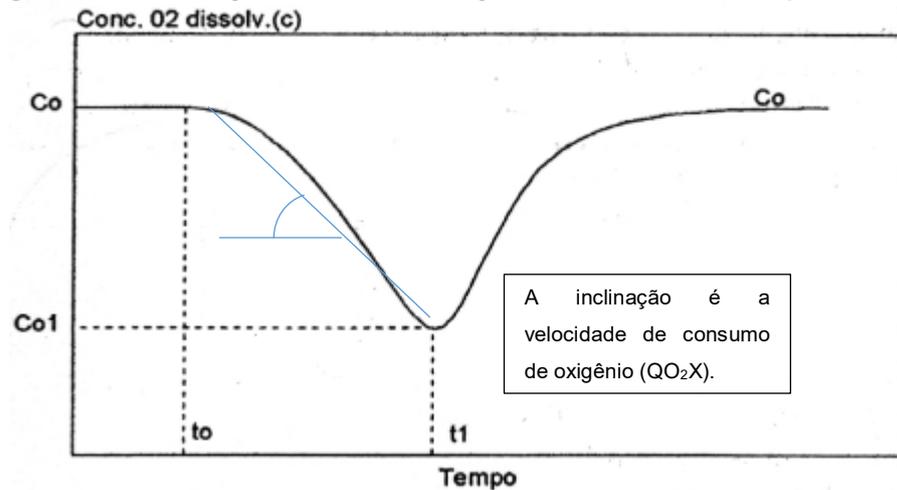
$$\frac{dc}{dt} = k_L * a * (C_s - C) - QO_2X \quad (7)$$

Onde: k_L é o coeficiente volumétrico de transferência de O_2 (h^{-1}), C_s é a concentração de oxigênio na saturação (gO_2/m^3) e C é a concentração de oxigênio no meio líquido (gO_2/m^3).

A equação 7 demonstra que a variação ao longo do tempo do oxigênio dissolvido no líquido é o resultado da diferença entre a quantidade de oxigênio que pode ser dissolvido e o oxigênio consumido pelos microrganismos.

O método respirométrico utiliza a interrupção da aeração em determinado instante (t_0), com isso anula a transferência de oxigênio, com isso a concentração de O_2 dissolvida (C_0) tem uma tendência de começar a reduzir, por causa do consumo de oxigênio pelos microrganismos, até atingir determinado valor (C_1), onde é retomada a aeração, pois já ocorreu uma redução suficiente para determinar a velocidade de consumo de oxigênio, que é considerada pela reta de regressão linear, pois a distribuição dos pontos tende a uma reta, conforme figura 12 (SCHMIDELL, 2001; SOARES et al., 2002).

Figura 12 – Variação da concentração de OD com o tempo.



Fonte: Adaptado de Schmidell (2001).

Com isso, no período sem aeração, a equação 7 pode ser reduzida para a equação 8:

$$\frac{dc}{dt} = -QO_2X \quad (8)$$

Como QO_2X é constante nesse intervalo de tempo, pode-se obter a equação 9 por meio da integração da equação 8:

$$C = C_0 - QO_2X * (t - t_0) \quad (9)$$

Segundo Schmidell (2001), essa equação mostra a relação linear da concentração de OD ao longo do tempo, com variação de acordo com o coeficiente angular – QO_2X , porém no início da interrupção da aeração esta relação linear pode não ser válida por interferência de bolhas de ar presentes no meio líquido.

Considerando que a concentração de biomassa pode ser expressa pela concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV), pode-se considerar que a equação 6 pode ser modificada e a velocidade de consumo específica de oxigênio pode ser calculada com a equação 10:

$$QO_2e = \frac{QO_2X}{SSV} \quad (10)$$

3.7 DETERMINAÇÃO DA REPARTIÇÃO DA BIOMASSA ATIVA

A biomassa ativa pode ser repartida entre biomassa ativa autotrófica e biomassa ativa heterotrófica, sendo que foram calculadas de acordo com o ASM1 – Activated Sludge Model n. 1 (Henze et al., 1987), de acordo com as equações 11 e 12:

$$X_A = \frac{1}{\mu_{A \max}} * \frac{Y_A}{4,57 - Y_A} * (QO_2X)_{A \max} \quad (11)$$

$$X_H = \frac{1}{\mu_{H \max}} * \frac{Y_H}{1 - Y_H} * (QO_2X)_{H \max} \quad (12)$$

Onde: X_A é a concentração de biomassa autotrófica (mgDQO.L⁻¹); X_H é a concentração de biomassa heterotrófica (mgDQO.L⁻¹); $\mu_{A \max}$ é o coeficiente de crescimento autotrófico (d⁻¹); $\mu_{H \max}$ é o coeficiente de crescimento heterotrófico (d⁻¹); Y_A é o coeficiente de conversão autotrófica (gDQO/gN_{oxidado}); Y_H é o coeficiente de conversão heterotrófica (gDQO/gDQO_{oxidado}); $QO_2X_{A \max}$ é a velocidade de consumo máxima de oxigênio da biomassa autotrófica (mgO₂.L⁻¹.h⁻¹) e $QO_2X_{H \max}$ é a velocidade máxima de oxigênio da biomassa heterotrófica (mgO₂.L⁻¹.h⁻¹).

Sendo que os valores de parâmetros estequiométricos Y_A e Y_H e os parâmetros cinéticos $\mu_{A \max}$ e $\mu_{H \max}$, para a temperatura de 20 °C, são os seguintes (HENZE et al., 1987):

$$Y_H = 0,67 \text{ gDQO/gDQO}_{\text{oxidado}};$$

$$Y_A = 0,24 \text{ gDQO/gN}_{\text{oxidado}};$$

$$\mu_{H \max} = 6 \text{ d}^{-1};$$

$$\mu_{A \max} = 0,80 \text{ d}^{-1};$$

3.8 RESPIROMETRIA PARA AVALIAR TOXIDADE

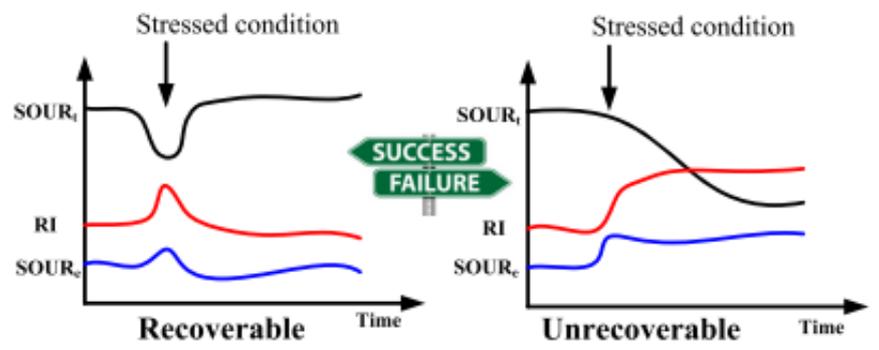
De acordo com Fernandes (1999), a toxicidade em um sistema de lodos ativados é definida como sendo uma situação que gera uma diminuição da capacidade metabólica da biomassa, sem que ocorra uma queda correspondente da carga orgânica aplicada. Segundo Manfrin (1995), a toxicidade de certas substâncias para as bactérias do sistema de lodos ativados se manifesta como uma redução da atividade metabólica, que por consequência gera uma redução da taxa

de consumo de oxigênio, por isso a respirometria pode ser utilizada para ter uma indicação da presença de substância tóxica.

A presença de substâncias tóxicas tende a afetar mais as bactérias nitrificantes, principalmente as *Nitrossomonas*, que são mais sensíveis e isso pode ser causando por uma série de inibidores orgânicos e inorgânicos, sendo que pode ocorrer inibição do metabolismo celular ou das reações oxidativas (SPERLING, 2002; FERREIRA, 2000).

De acordo com Li, Ma e Yu (2018), o efeito tóxico causado pode ser temporário, ou seja, o sistema se recupera quando a substância não estiver mais presente. Nesse caso, segundo Fernandes (1999) a substância é considerada como tóxica. Por outro lado, o efeito tóxico pode ser permanente, nesse caso o sistema não se recupera, mesmo que cesse a presença da substância que causou o efeito, então, de acordo com Fernandes (1999) essa substância é considerada inibidora, como pode ser visto na figura 13 (na qual $SOUR_t$ é a taxa de consumo específica de oxigênio total).

Figura 13 - Respirometria de um sistema recuperável e de um sistema não recuperável.



Fonte: Li, Ma e Yu (2018).

3.9 REMOÇÃO QUÍMICA DE FÓSFORO

De acordo com Maroneze (2014), a remoção por método químico pode ocorrer por adsorção ou precipitação química, sendo que na adsorção ocorre acúmulo de fósforo na superfície do sólido e na precipitação ocorre uma reação química entre o metal e o fosfato formando um sal insolúvel.

A remoção por precipitação ocorre com a adição de sais metálicos bivalentes ou trivalentes, que podem gerar precipitação e coagulação, sendo que a

precipitação é a formação de um sal insolúvel de fosfato, o que gera a diminuição de alcalinidade e pH e a coagulação gera um colóide, sendo que o coagulante no geral tem cargas positivas que neutralizam as cargas das partículas em suspensão que são geralmente negativas, gerando a formação de flocos (RASÕES, 2008; GUALBERTO, 2009).

Segundo Metcalf & Eddy (2016), a remoção de fósforo pelo policloreto de alumínio (PAC), depende da alcalinidade, sólidos suspensos e concentração de fósforo no efluente, sendo que a reação ocorre entre o alumínio presente no PAC com o fosfato, gerando um sal de fosfato de alumínio que é insolúvel, conforme equação 13:



O uso de alumínio faz com que a coagulação prevaleça em relação a precipitação, sendo que isso pode ser um inconveniente, uma vez que para atingir uma eficiência de remoção de fósforo elevada tem que utilizar uma quantidade maior de coagulante, do que por exemplo utilizando coagulantes de ferro. Por outro lado, o PAC gera menor variação do pH e também tem maior concentração de elemento ativo (Al_2O_3) do que outros coagulantes inorgânicos, o que são vantagens (MOLOSSI, 2014; LOPES, 2011).

4 METODOLOGIA

4.1 LEVANTAMENTO DE DADOS DA ETE LAGOA DA CONCEIÇÃO

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), objeto de estudo deste trabalho, está localizada no município de Florianópolis – Santa Catarina, no bairro Lagoa da Conceição, sendo apresentada uma imagem aérea de satélite na figura 14. Foram realizadas 4 visitas na ETE Lagoa da Conceição, no período de 31/07/2023 até 23/10/2023, sendo que na primeira visita foi realizado o levantamento de dados e coleta de amostras e nas outras 3 visitas foi realizada a coleta de amostras.

Figura 14 - Imagem de satélite da ETE Lagoa da Conceição.



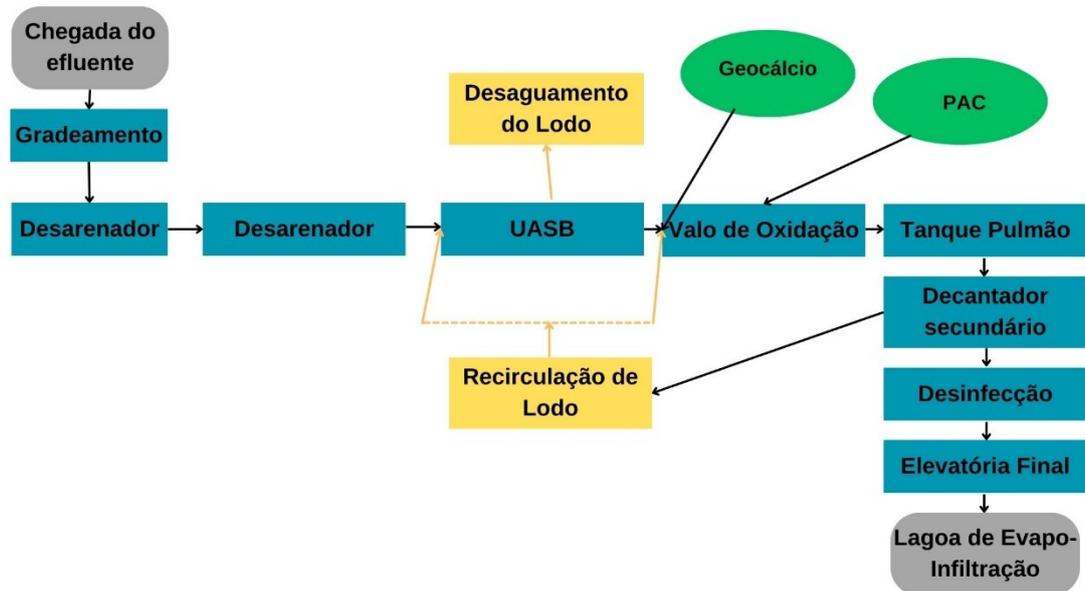
Fonte: Google Maps adaptado pelo autor.

A estação tem capacidade para atender 37.000 habitantes, com uma vazão média de 50 L.s^{-1} e máxima de 73 L.s^{-1} .

Ao chegar na estação o efluente é recalcado para o sistema de tratamento preliminar, passando pelo conjunto de gradeamento e desarenador antes da medição de vazão em uma calha parshall. Em seguida, o efluente vai por gravidade para os processos de tratamento biológico, composto pelo reator UASB e valos de oxidação. Após passar pelo valo de oxidação, o efluente segue para o decantador secundário e o clarificado vai para a desinfecção e posteriormente vai ser lançado na Lagoa de Evapo-Infiltração. O policloreto de alumínio (PAC) é um polímero inorgânico utilizado para realizar a precipitação química do fósforo, sendo aplicado no by-pass da recirculação que vai para os valos de oxidação. Também é realizada a adição de geocálcio (hidróxido de cálcio em suspensão aquosa) na saída do reator UASB, para regular o pH do efluente para o processo aeróbio, sendo o fluxograma dos processos de operação da ETE mostrado na figura 15.

Na primeira visita, o sistema de desaguamento de lodo estava danificado e inoperante, sendo que estava sendo realizada a instalação de um sistema mais moderno com adensadores e centrífugas, que nas visitas seguintes já estava em funcionamento. Mesmo com o sistema de desaguamento estando inoperante, era feita a retirada diária de 20 m^3 de lodo do reator UASB.

Figura 15 – Fluxograma dos processos de operação da ETE Lagoa da Conceição.



Fonte: Autor (2023).

4.2 CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA BIOMASSA AERÓBIA

4.2.1 Coleta e armazenamento de amostra da entrada e saída da ETE e do licor misto

O licor misto foi coletado diretamente do valo de oxidação da ETE Lagoa da Conceição, nos dias 31/07/2023, 25/09/2023 e 09/10/2023, sendo coletado com um balde e armazenado em recipiente de 5 L (figura 16). Também foram realizadas coletas na entrada da ETE Lagoa da Conceição (na calha parshall) e na saída da ETE Lagoa da Conceição (torneira que existe na saída da estação), nos mesmo dias, sendo armazenado em recipientes de 350 mL (figura 17). Todas as amostras foram armazenadas nas dependências do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e foram seguidas as orientações para preservação e armazenamento de amostras do Guia Nacional de Coleta e preservação de amostras (CETESB, 2011).

Figura 16 – Licor misto coletado dia 01/08 no recipiente de armazenamento.



Fonte: Autor (2023).

Figura 17 – Coletas de fósforo nos dias 25/09 (a) e 09/10 (b).
(a) (b)



Fonte: Autor (2023).

4.2.2 Análises para avaliação da biomassa aeróbia

As análises para avaliação da biomassa foram realizadas com a amostra do licor misto, sendo feitas nas 3 primeiras coletas (01/08/2023, 25/09/2023 e 09/10/2023).

4.2.2.1 Análises físico químicas

Foram realizadas as análises físico-químicas apresentadas no quadro 02:

Quadro 2 – Análises físico-químicas para caracterizar o licor misto.

Parâmetro	Método	Referência
Série de sólidos	Gravimétrico	APHA, 2005 SM-2540
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Gravimétrico	Von Sperling, 2016a
Umidade, porcentagem de sólidos secos, densidade de sólidos e densidade do lodo	Gravimétrico	Von Sperling e Gonçalves, 2014
Polissacarídeos	Colorimétrico Fenol-sulfúrico	Dubois et al, 1956
Fósforo (entrada e saída)	Colorimétrico Ácido Vanadomolybdofosfórico	APHA, 2005 SM-4500-P C

Fonte: Autor (2023).

4.2.2.1.1 Série de sólidos

O ensaio da série de sólidos foi realizado 2 dias após a coleta realizada em 31/07/2023 e nas outras coletas foi realizado no mesmo dia, sendo feito em triplicata.

Foi colocado 50 mL de amostra em um cadinho de porcelana (previamente limpo e seco em mufla ($\pm 550\text{ }^{\circ}\text{C}$) por 15 minutos) e mantido em estufa ($105\text{ }^{\circ}\text{C}$) por 24 horas e em seguida foi colocado na mufla ($\pm 550\text{ }^{\circ}\text{C}$) por um período de 1 hora. Foi realizada a pesagem das amostras e cadinhos e com isso foi possível calcular os sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), por meio das equações 14, 15 e 16:

$$ST (mg.L^{-1}) = \frac{P1 (mg) - P0 (mg)}{V(L)} \quad (14)$$

$$SV (mg.L^{-1}) = \frac{P1 (mg) - P0 (mg)}{V(L)} \quad (15)$$

$$SF (mg.L^{-1}) = ST - SV \quad (16)$$

Onde: P0 é o peso do cadinho; P1 é o peso do cadinho + licor misto após 24 horas na estufa e P2 é o peso do cadinho + licor misto após 1 hora na mufla.

A série de sólidos em suspensão foi realizada seguindo a mesma metodologia da série de sólidos, porém, foi utilizado um volume de 20 mL de licor misto que foi filtrado por uma membrana de fibra de vidro com abertura de 0,45 µm, sendo calculado os valores de sólido em suspensão totais (SST), sólidos em suspensão voláteis (SSV) e sólidos em suspensão fixos (SSF), de acordo com as equações 17, 18 e 19:

$$SST (mg.L^{-1}) = \frac{P1 (mg) - P0 (mg)}{V(L)} \quad (17)$$

$$SSV (mg.L^{-1}) = \frac{P1 (mg) - P0 (mg)}{V(L)} \quad (18)$$

$$SSF (mg.L^{-1}) = SST - SSV \quad (19)$$

Onde: P0 é o peso do cadinho + peso da membrana; P1 é o peso do cadinho + peso da membrana + amostra após 24 horas na estufa e P2 é o peso do cadinho + peso da membrana + amostra após 1 hora na mufla.

4.2.2.1.2 Índice Volumétrico do Lodo (IVL)

O IVL foi determinado de acordo com a metodologia proposta por Von Sperling (2016a) e foi realizado no mesmo dia da coleta em todas as análises, sendo utilizada uma proveta graduada de 1 L para sedimentar a amostra de licor misto por 30 minutos. O IVL é um parâmetro que permite avaliar a sedimentabilidade da biomassa e pode indicar possíveis alterações das características morfológicas e biológicas da biomassa flocular, sendo calculado com a equação 20:

$$IVL (mL.g^{-1}) = \frac{H_{30} \cdot 10^6}{H_0 \cdot SST} \quad (20)$$

Onde: H₃₀ é o volume de lodo sedimentado após 30 minutos (mL), H₀ é o volume de licor misto na proveta (mL) e SST são os sólidos em suspensão totais (mg.L⁻¹).

4.2.2.1.3 Umidade, porcentagem de sólidos secos, densidade de sólidos e densidade do lodo

O cadinho contendo amostra foi pesado antes de ser colocado na estufa por 24 horas nas análises do dia 25/09/2023 e 04/10/2023, sendo que com isso foi

possível obter a massa de amostra, ao subtrair a massa total (cadinho com amostra) da massa do cadinho. Com esse dado e utilizando a equação 21 (Von Sperling; Gonçalves, 2014):

$$Umidade (\%) = \frac{P_a - ST}{P_a} \quad (21)$$

Onde: P_a é o peso da amostra (g) e ST são os sólidos totais (g).

As equações 22, 23 e 24 são conforme apresentadas por Von Sperling e Gonçalves (2014).

O resultado da umidade foi utilizado na equação 22 para calcular o teor de sólidos secos:

$$Sólidos secos (\%) = 1 - umidade \quad (22)$$

A densidade de sólidos foi calculada utilizando a equação 23:

$$Densidade de sólidos (kgL^{-1}.) = \frac{1}{\frac{SF/ST}{2,5} + \frac{SV/ST}{1,0}} \quad (23)$$

Onde: SF são os sólidos fixos (mg.L⁻¹), ST são os sólidos totais (mg.L⁻¹) e SV são os sólidos voláteis (mg/L⁻¹).

A densidade do lodo foi calculada utilizando a equação 24:

$$Densidade do lodo (kg/L^{-1}) = \frac{1}{\frac{Sólidos secos}{densidade de sólidos} + \frac{umidade}{1,0}} \quad (24)$$

Sendo sólidos secos e umidade em decimal e densidade do e sólidos em kg.L⁻¹.

4.2.2.1.4 Polissacarídeos

A concentração de polissacarídeos foi realizada nas coletas dos dias 25/09/2023 e 04/10/2023, sendo utilizado o método colorimétrico de Dubois e sendo realizada em triplicata.

Inicialmente foi realizada a diluição da amostra, utilizando um fator de 1 parte de amostra para 50 partes de água. Depois foi realizada a extração com NaOH, sendo que foi adicionado 5 mL de amostra diluída em um tubo de ensaio, depois foi adicionado 5 mL de NaOH 1N e o tubo de ensaio foi agitado em vortex por 1 minuto, recoberto com papel alumínio e colocado em banho-maria (80 °C) por 30 minutos, após esse período foi agitada em ultrassom por 5 minutos.

Depois dessa etapa inicial de extração, foi colocado 1 mL de amostra que passou pelo processo de extração em um tubo de ensaio, juntamente com 1 mL de solução de fenol 5 % e 5 mL de ácido sulfúrico concentrado e o tubo de ensaio foi agitado por 1 minuto no vortex. Após a agitação, o tubo ficou em repouso por 10 minutos e depois foi colocado em banho maria (30 °C) por 15 minutos. A última etapa foi a leitura em espectrofotômetro Vis HACH DR3900.

4.2.2.1.5 Fósforo total

A concentração de fósforo total foi realizada nas 3 coletas (01/08/2023, 25/09/2023 e 09/10/2023) sendo utilizado o método colorimétrico do ácido Vanamolybdofosfórico e sendo realizada em triplicata para a entrada e saída da ETE.

Inicialmente foi adicionado 50 mL de amostra em um erlenmeyer de 250 mL, que continha pérolas de vidro e foi adicionado 1 gota de fenolftaleína, caso desenvolvesse a cor rosa, era para adicionar ácido sulfúrico 6N até eliminar a cor rósea. Em seguida foi adicionado 1 mL de ácido sulfúrico 6N e 0,4 g de persulfato de amônio sólido e o erlenmeyer foi aquecido em chapa de aquecimento até restar aproximadamente 10 mL.

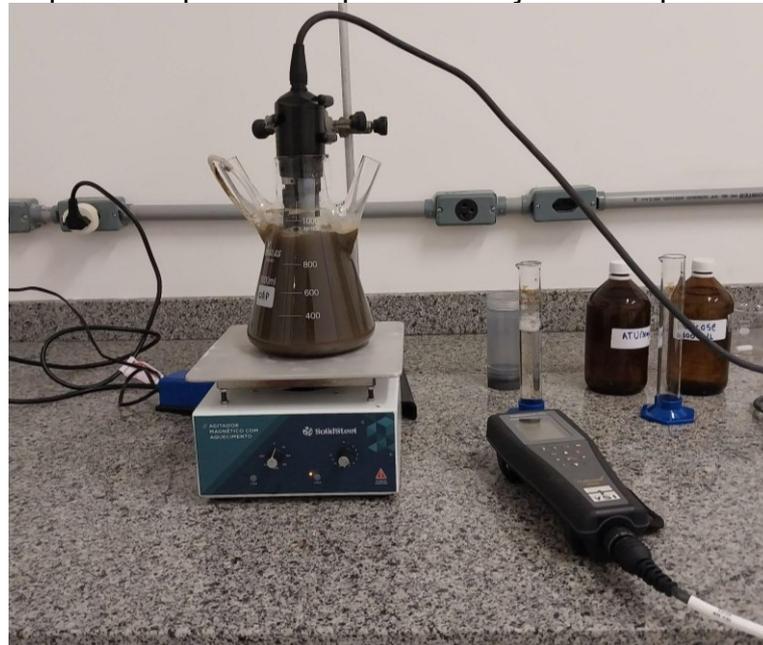
Após essa etapa foi esperado que esfriasse e foi filtrado com papel filtro para uma proveta e diluído até atingir o volume de 30 mL. Foi adicionado 1 gota de fenolftaleína e neutralizado para a cor rosa com NaOH 6N, foi adicionado 10 mL de solução de vanadato e completado o volume de 50 mL com água deionizada. A proveta com o material ficou em repouso por 10 minutos no escuro e depois foi realizada a leitura no espectrofotômetro Vis HACH DR3900.

4.2.2.2 *Respirometria*

A análise respirométrica foi realizada nas 3 coletas (01/08/2023, 25/09/2023 e 09/10/2023), seguindo a metodologia de Schmidell (2001) adaptado pelo LABEFLU, sendo que primeiramente a amostra foi aerada por 24 horas sem adição de substrato exógeno, sendo que esta etapa é realizada para que ocorra a degradação de matéria orgânica e nutrientes remanescentes, para alcançar a estabilidade da atividade metabólica (fase endógena).

Após esse período, foi colocado 940 mL de amostra em um erlenmeyer modificado, o qual tem 3 entradas, sendo que a do meio é utilizada para colocar a sonda que realiza a medição do oxigênio dissolvido (sonda multi-parâmetros YSI PRO1020), uma das laterais foi utilizada para a aeração (que é gerada por meio de uma bomba de aquário com uma mangueira e um difusor de ar) e a outra foi utilizada para adicionar as soluções. Depois de colocar a amostra foi posicionada a sonda, fazendo com que ela ficasse submersa, porém sem encostar no fundo e utilizando um suporte e garra para manter na vertical (figura 18).

Figura 18 – Aparato experimental para realização da respirometria.



Fonte: Autor (2023).

Foi ligada a agitação magnética em baixa velocidade e a bomba de aeração e foi aguardado que atingisse a saturação, após saturar foi desligada a aeração,

porém foi mantida a agitação magnética em baixa velocidade para evitar que ocorresse sedimentação da biomassa e foram coletados os valores de oxigênio dissolvido a cada 5 segundos (com exceção da primeira análise que foi a cada 10 segundos), sendo que foi coletado até 310 segundos após desligar a aeração. Foi plotado gráfico e obtida a velocidade de consumo de oxigênio por meio da inclinação da reta de melhor ajuste, sendo que esta etapa representa à respiração endógena.

Depois dessa etapa foi religada a aeração e foi aguardado até a saturação, após atingir a saturação foi adicionado 40 mL de solução de cloreto de amônio (NH_4Cl) com concentração de 50 mg.L^{-1} , então foi desligada a aeração e coletados os valores de oxigênio dissolvido a cada 5 segundos até atingir 310 segundos. Também foi plotado gráfico para obter a velocidade de consumo de oxigênio e foi utilizada a ferramenta de derivada do software Scidavis para obter a velocidade máxima de consumo de oxigênio, sendo que esta etapa é referente à respiração autotrófica nitrificante.

Para a última etapa foi religada a aeração e aguardado até atingir a saturação e então foi adicionado 40 mL de solução ATU (allylthiouréia) com concentração de 30 mg.L^{-1} , que tem a função de inibir a respiração autotrófica nitrificante (é um inibidor seletivo do grupo *Nitrossomonas*) foi adicionado 40 mL de solução de glicose com concentração de 100 mgDQO.L^{-1} e foi aguardado 10 segundos, então foi desligada a aeração e foi coletado o valor de oxigênio dissolvido a cada 5 segundos até atingir 310 segundos. Também foi plotado gráfico e obtida a velocidade de consumo de oxigênio por meio da inclinação da reta e utilizada a ferramenta de derivação do Scidavis para obter a velocidade máxima de consumo de oxigênio, sendo que está etapa é referente à respiração heterotrófica.

4.2.2.3 *Microscopia*

Foi realizada análise de microscopia em 2 coletas (25/09/2023 e 09/10/2023) por meio de microscopia óptica binocular (microscópio Olympus modelo BX-41), na sala de microscopia do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA). Foi avaliado inicialmente o aspecto geral do floco e a presença de organismos de acordo com as descrições de Eikelboom (2000).

4.2.2.3.1 Método de contagem com câmara de Sedgwick – Rafter

Foi utilizada uma câmara de contagem de Sedgwick – Rafter, na qual se adiciona 1 mL de amostra e de acordo com a metodologia de Madoni (1994), conta os organismos presentes em uma certa quantidade de retículos entre 10 e 100, no caso foi escolhido utilizar 15 retículos, sendo que foi utilizada a recomendação da CETESB (1985) de realizar a contagem na região central da câmara a cerca de 6 mm das bordas.

A contagem foi realizada em triplicata e calculada a média e foi utilizada a equação 25:

$$\frac{N^{\circ}}{mL} = \frac{C*1000}{A*D*F} * FD \quad (25)$$

Onde: C é o número de organismos contados, A é a área de um campo (1000 mm²), D é a profundidade de um campo (1 mm), F é o número de campos contados e FD é o fator de diluição.

Com esse resultado foi possível utilizar os dados da figura 19 para calcular o Índice Biótico do Lodo (IBL)

Figura 19 – Parâmetros para cálculo do Índice Biótico do Lodo

Grupo dominante	Densidade Ind./L	NÚMEROS TAXONÔMICOS							
		>10		8-10		5-7		<5	
		F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100
Ciliados rastejantes + sésseis * e/ou tecamebas	≥ 10 ⁶	10	8	9	7	8	6	7	5
	< 10 ⁶	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados sésseis* >80%	≥ 10 ⁶	9	7	8	6	7	5	6	4
	< 10 ⁶	8	6	7	5	6	4	5	3
<i>Opercularia</i> spp.	≥ 10 ⁶	7	5	6	4	5	3	4	2
	< 10 ⁶	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella microstoma</i>	≥ 10 ⁶	6	4	5	3	4	2	3	1
	< 10 ⁶	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados livre natantes	≥ 10 ⁶	5	3	4	2	3	1	2	0
	< 10 ⁶	4	2	3	1	2	0	1	0
Pequenos flagelados (>100) !	≥ 10 ⁶	4		3		2		1	
	< 10 ⁶	3		2		1		0	

Fonte: Adaptado de Madoni (1994).

4.2.2.3.2 Metodologia de coloração de Gram

Foi utilizado um método adaptado do método clássico e do método modificado de Hucker, sendo que foi preparado um esfregaço delgado em uma lâmina com a amostra de licor misto, sendo que esta análise foi realizada nas coletas de 25/09/2023 e 09/10/2023.

Foi esperado que o esfregaço secasse ao ar e depois foi corado por 1 minuto com a solução 1 (que contém cristal violeta – azul-roxo), depois foi lavado com água deionizada e corado com a solução 2 (lugol) por 1 minuto e foi novamente lavado com água deionizada.

Após isso foi realizada a descoloração com a solução de álcool-cetona (1:1), por 25 segundos e segurando a lâmina em um ângulo de 45 °, tomando cuidado para não descolorir demais.

A última etapa foi corar com a solução 3 (que contém fucsina básica – vermelho-rosa) durante 1 minuto e lavar bem com água.

Depois foi examinado no microscópio Olympus modelo BX-41 com ampliação de 1000 x.

A coloração azul-roxo indicam um resultado Gram positivo e uma coloração vermelho-rosa indica um resultado Gram negativo.

4.2.2.3.3 Metodologia de coloração de Neisser

Foi utilizado o método de Eikelboom e Van Buijsen (1981), sendo que foi preparado de forma separada uma solução contendo: azul de metileno, etanol 95 %, ácido acético glacial e água deionizada e uma solução contendo cristal violeta, etanol 95 % e água deionizada e depois essas duas soluções foram misturadas em uma proporção de 2 partes da primeira solução para 1 parte da segunda solução, sendo está mistura considerada a solução 1 do método.

Foi preparada uma outra solução, contendo: pardo de Bismark ($C_{18}H_{18}N_8$) 1 % (m/v em água) e água destilada, sendo considerada a solução 2 do método.

Então foi preparado um esfregaço delgado em uma lâmina com a amostra de licor misto, sendo que esta análise foi realizada nas coletas de 25/09/2023 e 09/10/2023.

Foi esperado que o esfregaço secasse ao ar e depois foi corado com a solução 1 por 30 segundos e lavado por 1 segundo com água deionizada, depois foi corado com a solução 2 por 1 minuto e lavado bem com água deionizada.

Depois foi examinado no microscópio Olympus modelo BX-41 com ampliação de 1000 x.

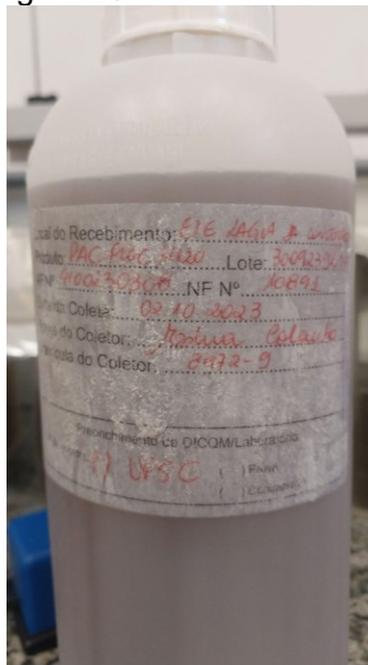
A coloração azul-roxo indicam um resultado Neisser positivo (célula inteira ou grânulo) e uma coloração amarelo-marrom indica um resultado Neisser negativo.

4.2.3 Análises para avaliar inibição e eficiência do PAC

Foi utilizada uma metodologia adaptada do protocolo 209 da OCDE (OCDE, 2010) e Gendig et al. (2003), sendo que foi realizada uma coleta do licor misto diretamente do valo de oxidação da Estação de Tratamento de Efluentes da Lagoa da Conceição no dia 23/10/2023 e sendo armazenado em recipientes de 5 L e de 1,5 L.

O PAC utilizado na análise era uma amostra que foi obtida pela responsável da ETE no dia 02/10/2023, quando foi realizada uma entrega da substância na ETE (figura 20). O PAC é da marca Ambientaly, com teor de alumínio de 10,27 % de Al_2O_3 e densidade de $1,265 \text{ g.mL}^{-1}$.

Figura 20 – Amostra de PAC.



Fonte: Autor.

Uma parte do lodo foi separada para realizar às análises de série de sólidos, polissacarídeos, microscopia e colorações de Gram e Neisser, conforme metodologias apresentadas anteriormente.

Primeiramente, o lodo foi lavado, conforme a proposta de Gendig et al. (2003), na qual foi adicionado 1 L de licor misto em uma proveta, sendo deixado decantando por 30 min, após esse período, foi retirado o sobrenadante e foi adicionado água da torneira, esse procedimento foi repetido por 3 vezes, sendo realizado para remover o excesso de PAC e tentar obter uma amostra com a menor concentração possível do coagulante e ao mesmo tempo evitando perder biomassa, sendo que foi realizado em 5 provetas, obtendo 5 amostras de 1 L lavadas.

Em seguida, utilizando uma adaptação do protocolo 209 da OCDE (OCDE, 2010), foi separado cada amostra de 1 L para receber uma concentração de PAC diferente, sendo adotadas as seguintes concentrações: 0,083 mL.L⁻¹ (concentração aplicada na estação, conforme apresentado no apêndice A), 0,182 mL.L⁻¹ (concentração teórica, conforme apresentado no apêndice A), 0,500 mL.L⁻¹, 1,000 mL.L⁻¹ e em uma amostra não foi adicionado PAC para ser o branco, também foi adicionado 5 mg de fosfato de potássio dibásico (K₂HPO₄), para ter uma concentração mínima de aproximadamente 5 mg.L⁻¹ de fósforo total nas amostras, já que possivelmente já tinha sido removido na ETE.

O PAC foi adicionado em uma amostra, foi ligada uma bomba de aquário com difusor para gerar a aeração e foi deixado por 2 horas e 30 minutos, depois foi deixado por 15 minutos decantando, sendo que realizado dessa forma para simular da forma mais próxima da realidade a forma como o PAC é adicionado na estação.

Então foi coletada uma amostra de sobrenadante e foi realizada a análise de fósforo, conforme metodologia apresentada anteriormente e foi realizada a análise da respirometria, primeiramente deixando saturar de oxigênio, depois foi desligada a aeração e foi anotando as leituras de oxigênio dissolvido a cada 5 segundos, depois foi religada a aeração até atingir a saturação, então foi adicionado 40 mL de uma solução de ATU 30 mg.L⁻¹ e foram anotadas a cada 5 segundos a leitura de oxigênio dissolvido, sendo que com isso foi possível separar a respiração autotrófica (bactérias nitrificantes) e a respiração heterotrófica, sendo que não foram adicionados os respectivos nutrientes, pois a análise foi realizada no mesmo dia, portanto não atingiu a fase endógena.

Foi realizada a adição do PAC e início da aeração com um intervalo de 20 minutos entre as amostras, para poder realizar a respirometria logo após terminar a sedimentação.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 AVALIAÇÃO DA BIOMASSA AERÓBIA

5.1.1 Série de sólidos, IVL, umidade, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e do lodo

Os sólidos totais no licor misto variaram entre 1318,67 mg.L⁻¹ e 4753,33 mg.L⁻¹ e os sólidos em suspensão totais variaram entre 1211,67 mg.L⁻¹ e 3875,00 mg.L⁻¹, sendo que de acordo com o estudo realizado por Ferreira Filho (2021) para fazer o diagnóstico e avaliação de melhorias na ETE da Lagoa da Conceição, o valor seria de 4000 mg.L⁻¹, portanto exceto no dia 09/10, os valores estavam relativamente próximos do padrão. A relação SSV/SST resultou em: 0,75 (coleta do dia 31/07), 0,77 (coleta do dia 25/09) e 0,68 (coleta do dia 09/10), sendo que segundo Ferreira Filho (2021) o valor padrão seria de 0,8, portanto os valores estão relativamente próximos do esperado, embora essa relação tenha ficado mais baixa na coleta do dia 09/10, porém nos dias anteriores à coleta ocorreram chuvas intensas, o que possivelmente pode ter causado alterações, isso pode ser verificado pelo fato da série de sólidos ter tido resultados menores do que nas outras coletas.

Urbano (2023) obteve para o licor misto da mesma estação, valores de sólidos totais entre 4912,00 e 5018,00 mg.L⁻¹ e para os sólidos em suspensão totais valores entre 3390,00 e 3448,00 mg.L⁻¹, valores relativamente próximos aos obtidos, porém um pouco mais elevados.

Os resultados obtidos na série de sólidos são apresentados na tabela 1.

Tabela 1 – Série de sólidos.

Coleta	ST (mg.L ⁻¹)	STV (mg.L ⁻¹)	STF (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SSV (mg.L ⁻¹)	SSF (mg.L ⁻¹)
31/07	3768,00 ± 62,00	2718,00 ± 234,02	1050,00 ± 292,22	3566,67 ± 349,80	2680,00 ± 371,11	886,67 ± 85,20
25/09	4753,33 ± 63,75	3073,33 ± 87,90	1680,00 ± 32,37	3875,00 ± 30,00	3015,00 ± 151,57	860,00 ± 177,97
09/10	1318,67 ± 98,03	836,00 ± 74,05	482,67 ± 30,02	1211,67 ± 190,41	821,67 ± 105,63	390,00 ± 103,32
média desvio padrão	± 3280,00 ± 1768,57	± 2209,11 ± 1202,35	± 1070,89 ± 598,94	± 2884,44 ± 1456,85	± 2172,22 ± 1181,55	± 712,22 ± 279,37

Fonte: Autor (2023).

O IVL do lodo ficou entre 148,60 mL.g⁻¹ e 254,60 mL.g⁻¹, sendo que conforme Von Sperling (2016a), resultado entre 100 e 200 mL.g⁻¹, são considerados como boa sedimentabilidade e resultados entre 200 e 300 mL.g⁻¹ são considerados como uma sedimentabilidade ruim, com isso a primeira análise resultou em uma boa sedimentabilidade e as outras duas resultaram em uma sedimentabilidade ruim.

Porém conforme apresentado por Von Sperling (2016a), o IVL tem limitações, pois permite que lodos com baixa capacidade de sedimentabilidade tenham IVL distintos, caso tenham valores de SST muito diferentes, levando esse fator em consideração, as duas primeiras coletas são mais comparáveis do que a terceira, já que essa teve resultados de sólidos relativamente menores que as anteriores.

Urbano (2023), obteve como resultado para o IVL de amostra do licor listo da ETE Lagoa da Conceição, valores entre 237,12 e 238,05 mL.g⁻¹, valores próximos aos obtidos nas análises.

De acordo com Fávaro (2022), o arraste de sólidos por IVL alto tem origem biológica, tendo como indicadores: crescimento disperso de bactérias, excesso de EPS e crescimento excessivo de bactérias filamentosas nos flocos e ainda elevados valores de IVL podem gerar problemas operacionais, por exemplo o arraste de lodo no decantador secundário.

De acordo com Von Sperling e Gonçalves (2014), os teores de sólidos secos de sistemas de lodos ativados do tipo aeração prolongada são entre 0,8 % e 1,2 %, sendo que em todas as análises realizadas foram obtidos valores maiores do que o esperado, ficando entre 7,47 % e 9,80 %.

A densidade de sólidos variou entre 1,20 kg.L⁻¹ e 1,28 kg.L⁻¹ e a densidade do lodo variou entre 1,0060 kg.L⁻¹ e 1,0212 kg.L⁻¹ e de acordo com Von Sperling e Gonçalves (2014), para sistemas de lodos ativados do tipo aeração prolongada, a densidade de sólidos fica entre 1,22 kg.L⁻¹ e 1,27 kg.L⁻¹ e os resultados obtidos ficaram dentro dessa faixa na maioria das análises, com exceção da coleta realizada no dia 31/07, que ficou abaixo e da coleta realizada no dia 09/10, que ficou acima. A densidade do lodo tem como valor típico 1,002 kg.L⁻¹, podendo ficar entre 1,005 kg.L⁻¹ e 1,025 kg.L⁻¹ (VON SPERLING e GONÇALVES, 2014), sendo que nas duas análises realizadas foram obtidos valores dentro dessa faixa.

Os resultados obtidos para o IVL, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e densidade do lodo são apresentados na tabela 2.

Tabela 2 – IVL, umidade, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e do lodo.

Coleta	H ₃₀ (mL)	IVL (mL.g ⁻¹)	Umidade (%)	Sólidos secos (%)	Densidade de sólidos (kg.L ⁻¹)	Densidade do lodo (kg.L ⁻¹)
31/07	530,00	148,60	-	-	1,20 ± 0,06	-
25/09	980,00	252,90	90,20 ± 0,12	± 9,80 ± 0,12	± 1,27 ± 0,01	± 1,0212 ± 0,0004
09/10	260,00	214,58	92,53 ± 0,20	± 7,47 ± 0,20	± 1,28 ± 0,01	± 1,0060 ± 0,0004
média ± desvio padrão		205,36 ± 52,76	91,36 ± 1,65	± 8,64 ± 1,64	± 1,25 ± 0,04	± 1,0136 ± 0,0108

Fonte: Autor (2023).

5.1.2 Polissacarídeos

A concentração total de polissacarídeos ficou entre 126,83 mg.L⁻¹ e 229,00 mg.L⁻¹ e a concentração de polissacarídeos por grama de SSV, ficou entre 75,95 mg.gSSV⁻¹ e 154,36 mg.gSSV⁻¹, os resultados são apresentados na tabela 3 e figura 21.

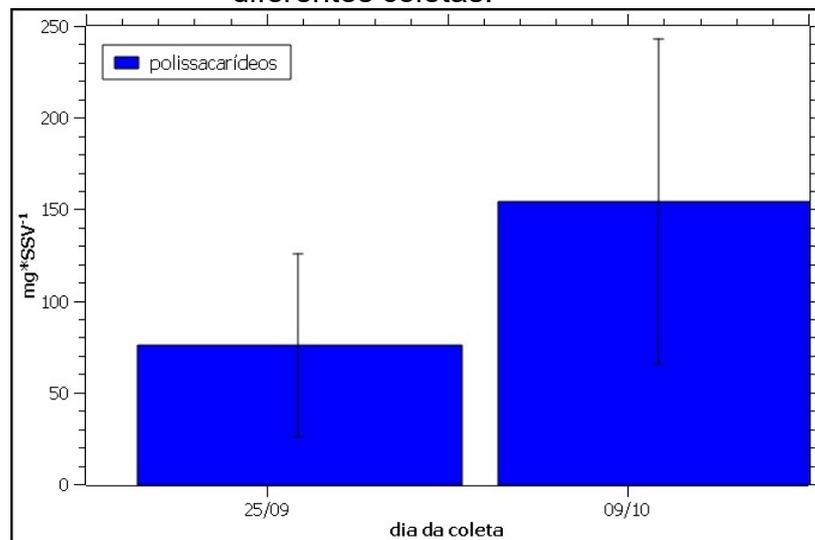
Urbano (2023), obteve valores entre 230,78 mg.gSSV⁻¹ e 336,31 mg.gSSV⁻¹, sendo realizado com EPS extraído do lodo da ETE Lagoa da Conceição e com um método diferente, o de Rondel adaptado. Ramos (2014) obteve concentrações de polissacarídeos totais entre 74 mg.L⁻¹ e 293 mg.L⁻¹, com um sistema experimental de lodos ativados do tipo aeração prolongada.

Tabela 3 – Concentração de polissacarídeos no licor misto.

Coleta	Polissacarídeos totais (mg.L ⁻¹)	Polissacarídeos por SSV (mg.gSSV ⁻¹)
25/09	229,00 ± 149,91	75,95 ± 49,72
09/10	126,83 ± 72,99	154,36 ± 88,83
média	177,92 ± 72,24	115,16 ± 55,44

Fonte: Autor (2023).

Figura 21 – Comparação da concentração de polissacarídeos por SSV nas diferentes coletas.



Fonte: Autor (2023).

5.1.3 Fósforo total

Os valores de fósforo total na entrada da ETE da Lagoa da Conceição ficaram entre 0,85 mg.L⁻¹ e 7,53 mg.L⁻¹, sendo que de acordo com Von Sperling (2014), os valores de fósforo total no esgoto bruto variam entre 4 mg.L⁻¹ e 15 mg.L⁻¹, tendo como valor típico 7 mg.L⁻¹, os resultados encontrados ficaram dentro dessa faixa, com exceção da coleta realizada no dia 09/10, que apresentou uma concentração relativamente baixa, porém como mencionado anteriormente, tiveram eventos de chuva nos dias anteriores a coleta, o que geralmente gera a infiltração de água nas redes de coleta de esgoto, gerando uma aumento na vazão e uma diminuição nas concentrações que chegam na ETE, o que aparentemente foi o que ocorreu.

Os valores de fósforo total na saída variaram entre 0,38 mg.L⁻¹ e 27,01 mg.L⁻¹, sendo que somente no dia 09/10, a concentração de saída foi menor que a de entrada, apresentando uma eficiência de 55,29%, embora que devido ao tempos de detenção hidráulica, o efluente que está saindo em determinado momento não é o mesmo que está entrando naquele momento. Os valores de concentração de fósforo na entrada e saída da ETE são apresentados na tabela 4 e na figura 22.

Nas duas primeiras coletas, foi possível observar que estava ocorrendo arraste de lodo, portanto o lodo estava saindo com o efluente final, como pode ser observado na figura 16 que o aspecto visual da coleta realizada na saída está mais turvo do que o da entrada, principalmente na coleta realizada no dia 25/09. Conforme foi conversado com o pessoal responsável pela estação, ocorreu um pico de vazão em um momento relativamente próximo ao da realização da coleta (cerca de 30 minutos depois) e também o valor elevado de IVL (o maior obtido nas análises) e a maior concentração de polissacarídeos totais das análises realizadas, ajudam a explicar o processo de arraste de lodo e que este pode ter tido uma origem biológica, além da vazão excessiva.

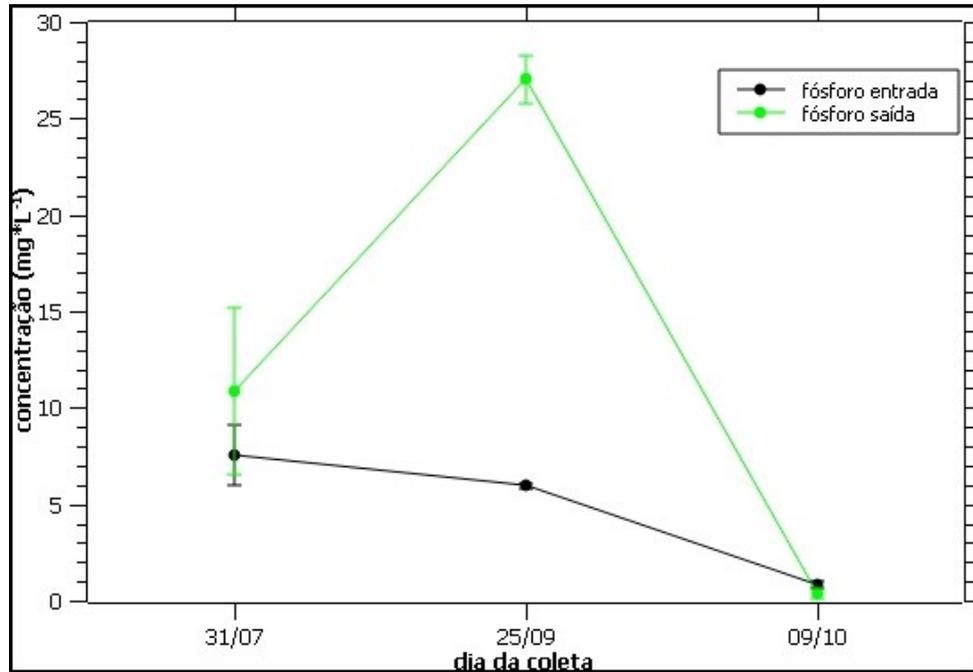
Esses resultados refletem a situação de momentos específicos, incluindo situações excepcionais de arraste de lodo, portanto não é possível concluir que está ocorrendo uma baixa eficiência de remoção de fósforo. Para uma avaliação melhor da eficiência de remoção é necessário considerar séries históricas mais longas.

Tabela 4 – Concentração de fósforo na entrada e saída da ETE.

Coleta	Entrada (mg.L ⁻¹)	Saída (mg.L ⁻¹)
31/07	7,53 ± 1,55	10,84 ± 4,30
25/09	5,95 ± 0,15	27,01 ± 1,22
09/10	0,85 ± 0,18	0,38 ± 0,29
média	4,77 ± 3,49	12,74 ± 13,42

Fonte: Autores (2023).

Figura 22 - Comparação da concentração de fósforo na entrada e saída da ETE nas diferentes coletas.



Fonte: Autor (2023).

5.1.4 Respirometria

Primeiramente foi determinada a velocidade de consumo de oxigênio para a fase endógena. Em seguida, foram determinadas as velocidades de consumo de oxigênio autotrófica e heterotrófica, sendo que foi verificado no gráfico de velocidade de consumo de oxigênio ao longo do tempo o momento aproximando em que terminava a fase autotrófica ou heterotrófica, ou seja, todo o nutriente adicionado tinha sido consumido e o sistema tinha retornado à fase endógena.

Com isso foi possível determinar a faixa em que realmente estavam ocorrendo os processos de consumo do nutriente adicionado e obter o ajuste mais adequado para o coeficiente angular e por consequência da velocidade de consumo de oxigênio, sendo que para calcular está velocidade foi realizada a subtração do coeficiente angular obtido para a fase autotrófica e para a fase heterotrófica do coeficiente angular obtido na fase endógena, para obter o consumo de oxigênio que foi demandado para consumir o substrato adicionado, esses resultados são apresentados na tabela 5 e figuras 23, 24 e 25.

A velocidade de consumo de oxigênio para a fase endógena variou entre 12,03 e 25,18 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, para a fase autotrófica nitrificante variou entre 2,07 e

25,97 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e a maior velocidade máxima ocorreu na coleta de 09/10, tendo resultado em 151,20 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e para a fase heterotrófica variou entre 5,41 e 19,41 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e a maior velocidade máxima ocorreu na coleta do dia 25/09, tendo resultado em 133,20 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e somente na análise do dia 09/10, a velocidade de consumo de oxigênio da fase autotrófica foi superior à da fase heterotrófica.

Tabela 5 – Velocidades de consumo de oxigênio e velocidades máxima de consumo de oxigênio.

Coleta	fase	QO ₂ X (mg O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	QO ₂ X _{max} (mg O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
31/07	endógena	12,03	-
	autotrófica	2,07	68,40
	heterotrófica	5,41	66,60
25/09	endógena	22,09	-
	autotrófica	10,02	151,20
	heterotrófica	19,41	133,20
09/10	endógena	25,18	-
	autotrófica	25,97	169,20
	heterotrófica	10,61	75,60

Fonte: Autor (2023).

Wagner (2008), obteve, com um sistema experimental com funcionamento em batelada sequencial, velocidades de consumo de oxigênio, para a fase endógena entre 11,3 e 18,2 mg O₂ .L⁻¹.h⁻¹, para a fase autotrófica entre 1,7 e 5,2 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e para a fase heterotrófica entre 7,2 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e 7,9 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, Garcia (2023), analisou duas Estações de Tratamento de Efluentes, do tipo lodos ativados, de condomínios residenciais em Florianópolis e obteve velocidade de consumo de oxigênio para a fase endógena entre 10,22 e 31,64 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, para a fase autotrófica entre 3,83 e 62,05 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e para a fase heterotrófica valores entre 2,73 e 58,27 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹.

Gommersbach (2022), obteve para o lodo da mesma estação analisada neste trabalho, um velocidade de consumo de oxigênio para a fase endógena de 34,64 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, para a fase autotrófica 15,72 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ e para a fase heterotrófica 37,28 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, com uma quantidade de SSV de 2,29 g.L⁻¹.

Também foi realizada uma análise com o lodo proveniente de um reator experimental de uma pesquisa de doutorado do Laboratório de Reuso das Águas

(LARA), sendo que este era composto por um reator UASB seguido por um biorreator à membrana (MBR), tendo a aplicação do corante Remazol Violeta Brilhante e o inoculo inicial do lodo foi proveniente da ETE da Lagoa da Conceição, portando tem alguma similaridade com o lodo avaliado neste trabalho. Foi obtida uma velocidade de respiração endógena de $2,37 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, uma velocidade de consumo de oxigênio autotrófica de $30,46 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e uma velocidade de consumo de oxigênio heterotrófica de $7,89 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, sendo valores relativamente similares aos obtidos na coleta de 09/10, com exceção da velocidade de respiração endógena.

Comparando os resultados obtidos com esses outros trabalhos, pode-se observar que os valores estão dentro dos intervalos que foram obtidos, com relação aos resultados de Gommersbach (2022), a coleta que teve um SSV mais próximo foi a do dia 31/07 e comparando os resultados, pode-se observar que foi encontrado uma velocidade de respiração da fase endógena menor, para a fase autotrófica foi obtido um valor relativamente próximo e para a fase heterotrófica também foi menor.

Os valores de velocidade de consumo específico de oxigênio, que facilitam comparações, pois ao dividir a velocidade de consumo de oxigênio pela quantidade de SSV, retira o fator de que poderia ter uma maior quantidade de biomassa em um sistema do que em outro.

Foram obtidos valores de velocidade de consumo específico de oxigênio (tabela 6) para a fase endógena entre $4,49$ e $30,65 \text{ mg O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$, para a fase autotrófica entre $0,77$ e $31,61 \text{ mg O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$ e para a fase heterotrófica entre $2,02$ e $12,92 \text{ mg O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$.

Tabela 6 – Velocidades de consumo específica de oxigênio.

Coleta	fase	SSV ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	QO_2e ($\text{mg O}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)
31/07	endógena	2,68	4,49
	autotrófica		0,77
	heterotrófica		2,02
25/09	endógena	3,02	7,33
	autotrófica		3,33
	heterotrófica		6,44
09/10	endógena	0,82	30,65
	autotrófica		31,61
	heterotrófica		12,92

Fonte: Autor (2023).

Pode-se observar que os maiores valores foram obtidos na coleta do dia 09/10, em que a quantidade de SSV no reator estava relativamente baixo comparado ao das coletas anteriores, possivelmente por causa das chuvas intensas que ocorreram nos dias anteriores à coleta, porém como a velocidade de consumo de oxigênio específico tem uma relação inversamente proporcional com a quantidade de SSV e a velocidade de consumo de oxigênio ficou relativamente elevada, acabou resultando nas maiores velocidades de consumo de oxigênio, demonstrando que os eventos de chuva intensa, que, no geral, provocam aumento de vazão e conseqüente redução da concentração de nutrientes, o que pode gerar um desequilíbrio na relação alimento/microrganismo, não gerou redução da atividade microbiana, isso pode ter ocorrido devido a um bom controle operacional e também pode ter ocorrido que com o excesso de vazão tenha tido uma redução da concentração de PAC e isso possa ter gerado um efeito favorável a atividade microbiana.

Considerando o resultado de polissacarídeos por grama de SSV, pode-se observar que a velocidade de consumo de oxigênio e de consumo de oxigênio específico ficaram relativamente maiores quando o teor de polissacarídeos foi maior, o que ocorreu na coleta do dia 09/10.

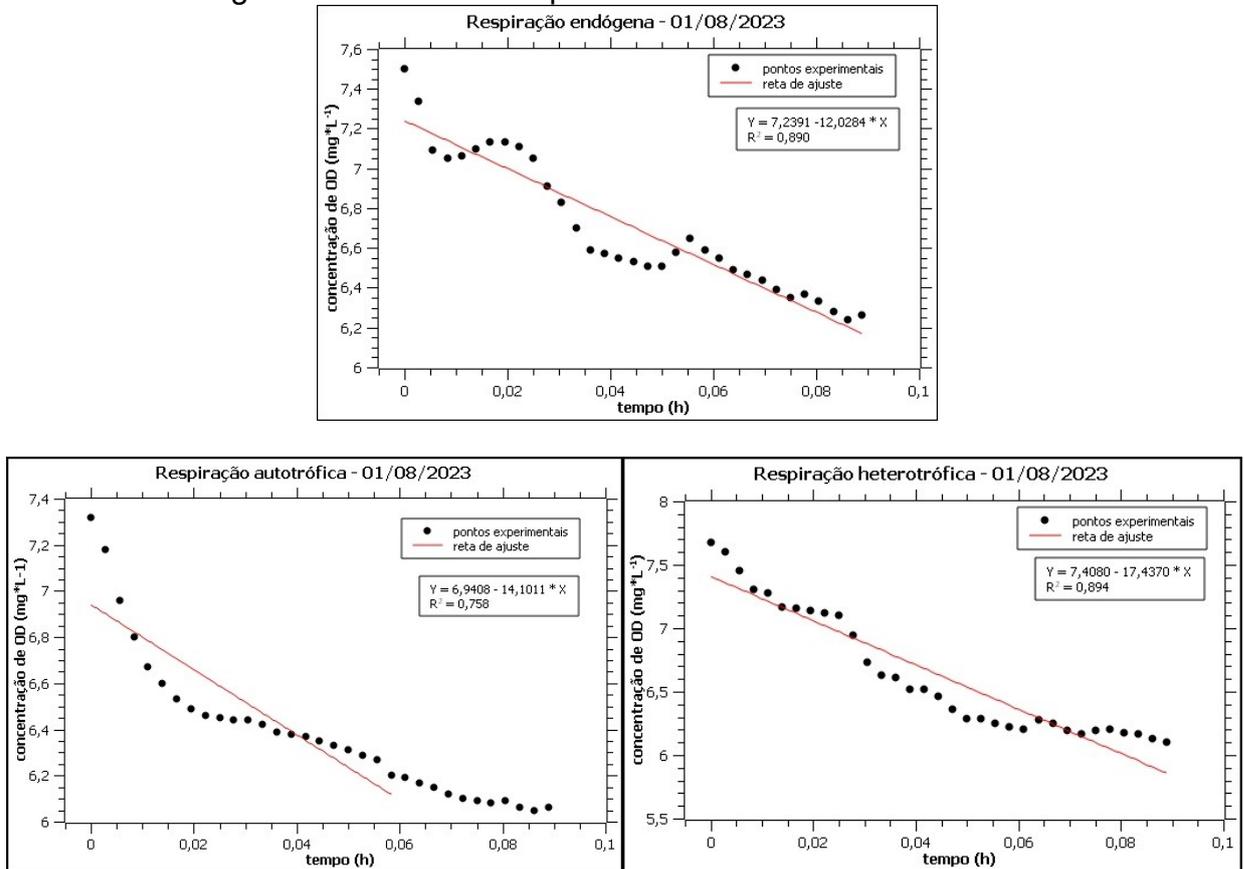
Wagner (2008), obteve, para um sistema experimental de lodos ativados, uma velocidade específica para a fase endógena variando entre 4,20 e 7,00 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹, para a fase autotrófica variando entre 0,60 e 2,00 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹ e para a fase heterotrófica variando entre 2,70 e 3,00 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹. Ramos (2014), para um sistema experimental de lodos ativados, obteve uma velocidade específica para a fase endógena variando entre 3,00 e 3,47 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹, para a fase autotrófica variando entre 1,61 e 6,38 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹ e para a fase heterotrófica variando entre 10,15 e 10,70 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹.

Gommersbach (2022), obteve uma velocidade de respiração específica para a fase endógena de 15,13 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹, para a fase autotrófica de 6,86 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹ e para a fase heterotrófica de 16,28 mg O₂.h⁻¹.gSSV⁻¹.

Comparando os resultados com os valores obtidos em outros trabalhos pode-se observar que a velocidade de respiração específica ficou dentro de intervalos de valores obtidos, com exceção da coleta do dia 09/10, em que a

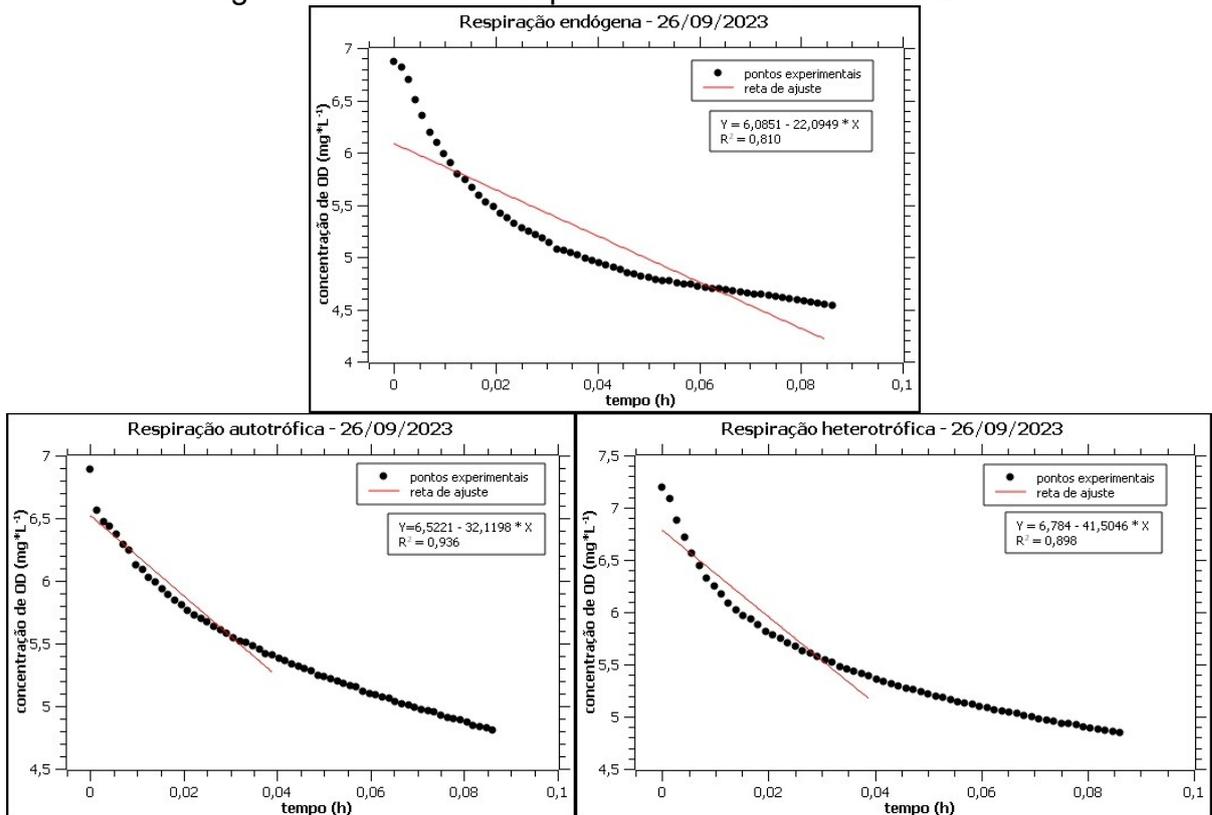
velocidade específica de consumo de oxigênio para a fase endógena e autotrófica ficaram acima dos maiores valores encontrados em outros trabalhos.

Figura 23 – Gráficos respirometria da coleta do dia 31/07.



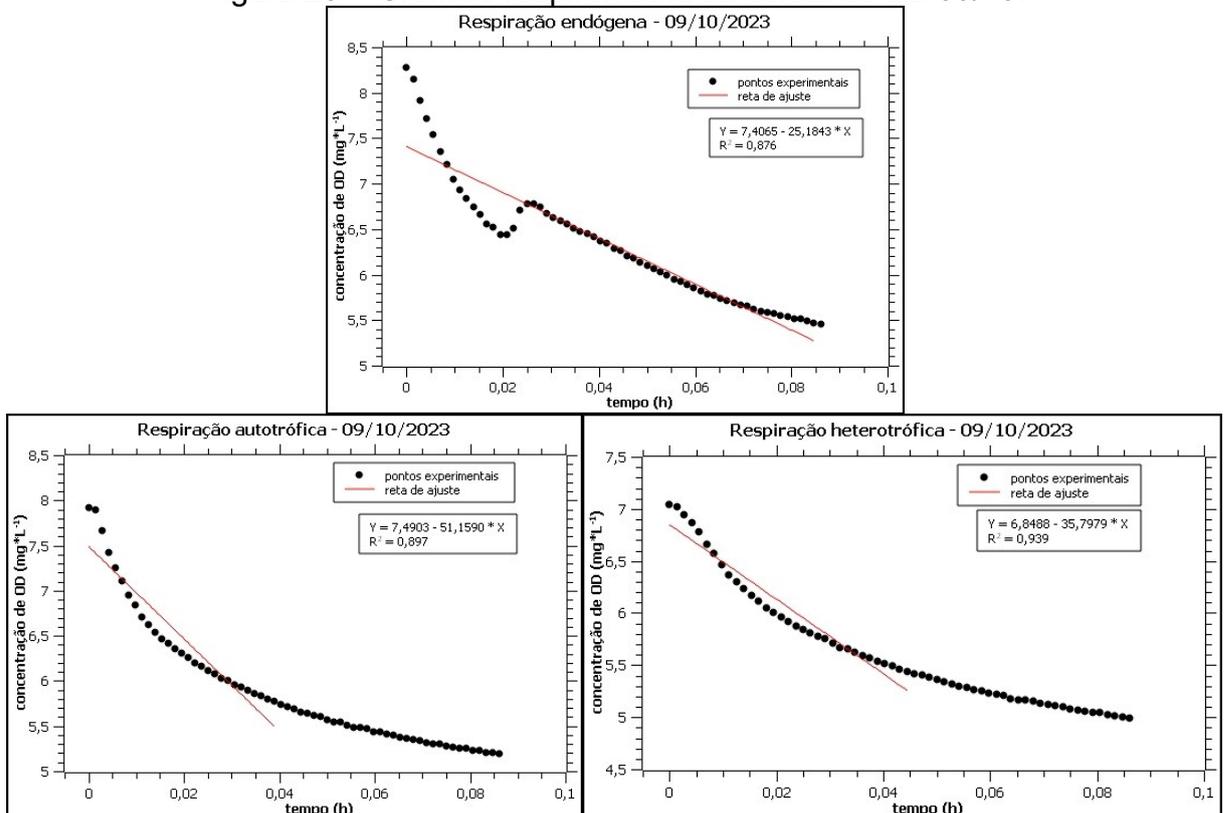
Fonte: Autor

Figura 24 – Gráficos respirometria da coleta do dia 25/09.



Fonte: Autor (2023).

Figura 25 – Gráficos respirometria da coleta do dia 09/10.



Fonte: Autor (2023).

Os resultados obtidos na repartição da biomassa ativa são apresentados na tabela 7 e figura 26, sendo que é possível observar que em todas as coletas a fração de biomassa heterotrófica teve o maior percentual em relação ao total, variando entre 63,2 e 78,9 % e sua respectiva concentração variando entre 18,90 e 37,80 mg DQO.L⁻¹, já a biomassa autotrófica variou entre 21,2 e 36,8 % e sua respectiva concentração variando entre 5,05 e 12,50 mg DQO.L⁻¹.

Wagner (2008), obteve na repartição da biomassa ativa, uma biomassa autotrófica variando entre 8 e 12 % e uma biomassa heterotrófica variando entre 88 e 92 %. Garcia (2023) obteve uma biomassa autotrófica variando entre 7,16 e 26,9 % e sua respectiva concentração variando entre 0,28 e 4,59 mg DQO.L⁻¹ e uma biomassa heterotrófica variando entre 73,1 e 92,8 %, com uma concentração variando entre 0,78 e 16,54 mg DQO.L⁻¹.

Gommersbach (2022), obteve uma porcentagem de biomassa autotrófica de 28,8 %, com uma concentração de 15,70 mgDQO.L⁻¹ e uma porcentagem de biomassa heterotrófica de 71,2 %, com uma concentração de 38,82 mgDQO.L⁻¹.

Para o reator experimental do LARA foi obtido uma porcentagem de 71,4 % de heterotróficas, com uma concentração de 24,52 mgDQO.L⁻¹ e uma porcentagem de 28,6 % de autotróficas, com uma concentração de 9,84 mgDQO.L⁻¹.

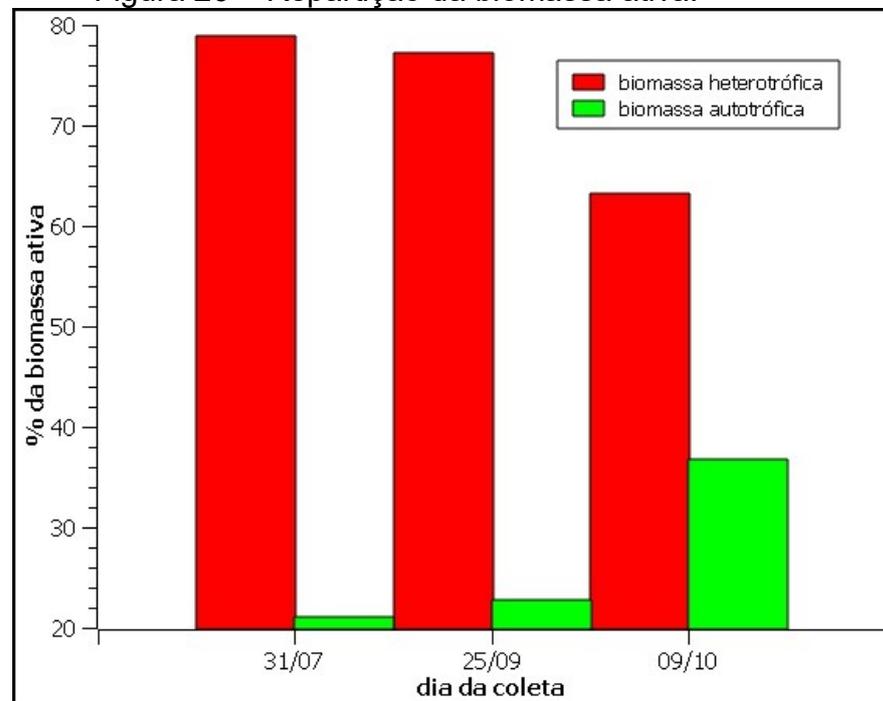
Os resultados obtidos nas análises estão dentro dos valores já obtidos em outros trabalhos e no geral relativamente próximos dos valores obtidos por Gommersbach (2022), com exceção da concentração das biomassas ativas que ficou relativamente menor na coleta do dia 31/07 e na coleta do dia 09/10, a porcentagem de biomassa autotrófica em relação ao total, ficou relativamente maior, e conseqüentemente, a porcentagem da biomassa heterotrófica ficou relativamente menor, sendo que nesse dia ficou relativamente próximo dos valores obtidos no reator experimental do LARA.

Tabela 7 – Repartição da biomassa ativa.

Coleta	biomassa	Concentração da biomassa ativa (mg DQO.L ⁻¹)	Porcentagem de representação do total (%)
31/07	heterotrófica (X _H)	18,90	78,9
	autotrófica (X _A)	5,05	21,2
25/09	heterotrófica (X _H)	37,80	77,2
	autotrófica (X _A)	11,17	22,8
09/10	heterotrófica (X _H)	21,45	63,2
	autotrófica (X _A)	12,50	36,8

Fonte: Autor (2023).

Figura 26 – Repartição da biomassa ativa.



Fonte: Autor (2023).

5.1.5 Microscopia

5.1.5.1 Análise microscópica e contagem com câmara de Sedgwick-Rafter

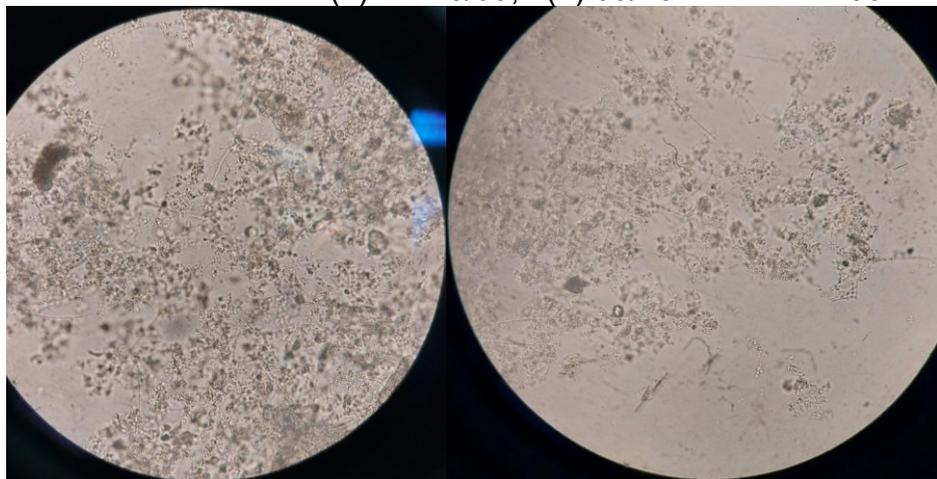
A figura 27 apresentam o aspecto do floco na coleta dos dias 25/09 e 09/10, sendo possível observar que o aspecto é relativamente similar, porém no dia 25/09, o floco apresentava uma quantidade maior de bactérias filamentosas do que na outra.

De acordo com Eikeboom (2000), o floco nas duas coletas pode ser classificado como irregular e aberto, sendo que esse fator associado com uma quantidade maior de bactérias filamentosas (FIGUEIREDO et al., 1997), pode ter contribuído para um IVL maior na coleta do dia 25/09 e a sedimentabilidade relativamente ruim que foi verificada, inclusive pelo arraste de lodo que estava ocorrendo, além de que a concentração de polissacarídeos relativamente menor pode ter relação com uma concentração menor de EPS, o que também pode contribuir para o floco ficar mais desagregado.

Na coleta do dia 25/09 não foi encontrado nenhum protozoário, somente bactérias, o que impossibilitou a realização da contagem com câmara de Sedgwick-Rafter, isso indica, do ponto de vista microbiológico, que nesse dia tinha um comprometimento do sistema, embora tem apresentado uma atividade microbiana, analisada pela respirometria.

Na coleta do dia 09/10, foi encontrado somente uma espécie de protozoário, o *Paramecium sp.*, sendo que este é um ciliado livre natante, que pode indicar boas condições de depuração (FIGUEIREDO et al., 1997; HOFFMANN, 2004), sendo que por meio do respirometria pode-se observar que foi a coleta que apresentou velocidades de consumo de oxigênio mais elevadas, portanto uma atividade dos microrganismos maior. Com a contagem realizada na câmara de Sedgwick-Rafter, foi possível estimar que tenham cerca de 333 indivíduos (*Paramecium sp.*) /L e o índice biótico do lodo resultou em 0, o que indicaria uma baixa eficiência depuradora (MADONI,1994).

Figura 27 – Flocos do lodo - (a) dia 25/09; (b) 09/10. Aumento 100X.



Fonte: Autor (2023).

5.1.5.2 Coloração de Gram

A coloração de Gram para a coleta do dia 25/09, mostrada nas figuras 28 e 29, indicou a presença de uma maioria de bactérias Gram negativas (rosa), que pode ser um indicativo de alta carga orgânica e também a presença em uma quantidade relativamente pequena de bactérias Gram positivas (azuis), que contribuem para a formação de flocos mais fechados e densos, por terem uma característica hidrofóbica na superfície da célula, sendo uma das possíveis causas do floco estar mais aberto e menos compacto (EIKEBOOM, 2000).

A maioria dos filamentos encontrados eram Gram negativos, alguns com bactérias Gram positivas aderidas, tanto bactérias crescendo aderidas ao filamento, podendo ser do tipo Eikelboom 0675, quanto com crescimento bactérias crescendo com um ângulo perpendicular ao filamento, podendo ser do tipo Eikelboom 021N (CETESB,1985; SAAR, 2015).

A coleta do dia 09/10 (figuras 30 e 31), apresentou um resultado similar, porém de modo qualitativo, foi observada uma presença um pouco maior de bactérias Gram positivas.

Figura 28– Coloração de Gram da coleta do dia 25/09. Aumento 1000 X.

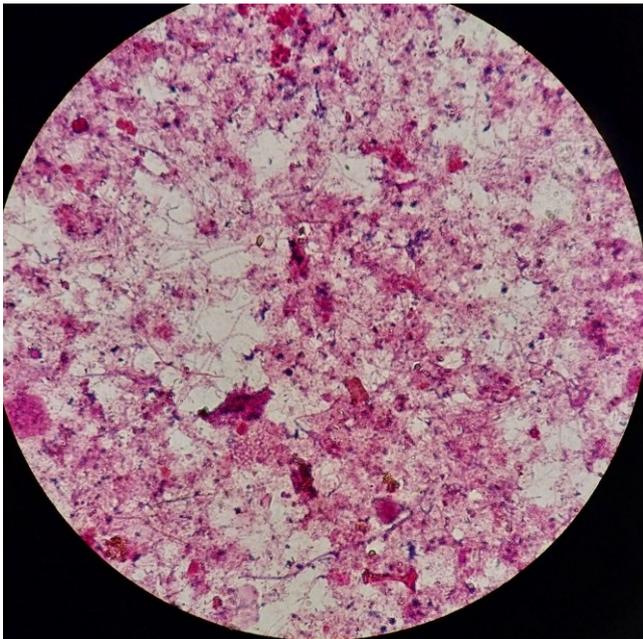


Figura 29 – Filamentos com coloração de Gram da coleta do dia 25/09. Aumento 1000X.

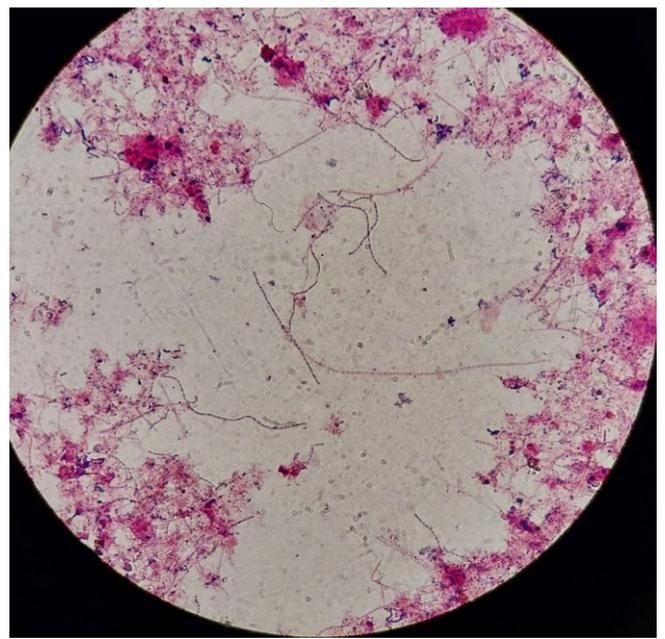


Figura 30 – Coloração de Gram da coleta do dia 09/10. Aumento 1000 X

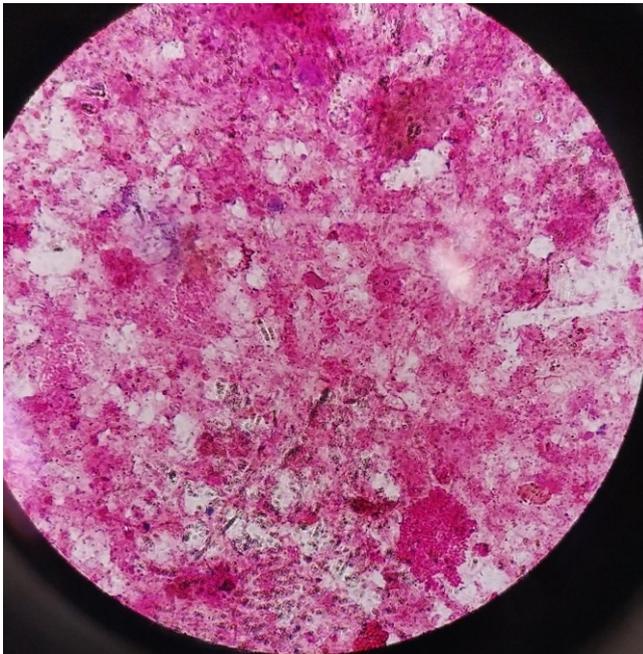
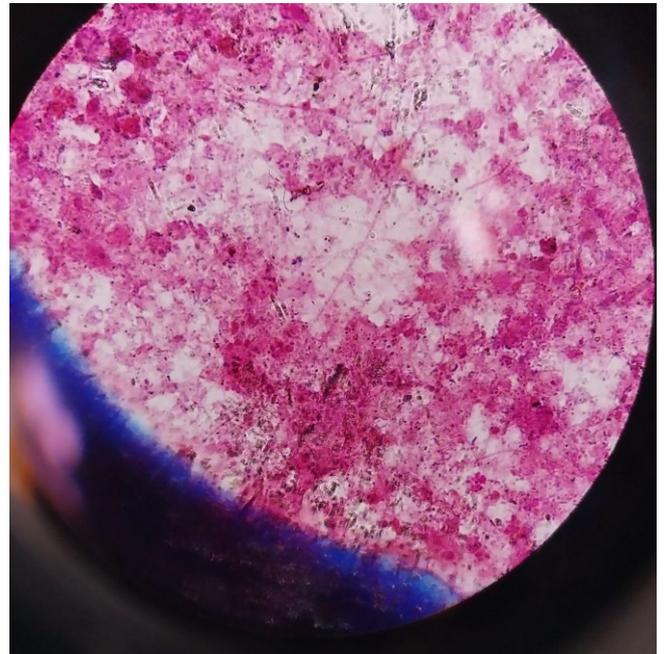


Figura 31 – Filamentos com coloração de Gram da coleta do dia 09/10. Aumento 1000 X.



Fonte: Autor (2023).

5.1.5.3 Coloração de Neisser

Com a análise da coloração de Neisser para a coleta do dia 25/09 (figuras 32 e 33) foi possível verificar que tem a presença de bactérias Neisser positivas (azuis), sendo que isso pode indicar a presença de organismos acumuladores de fósforo, indicando a possibilidade de remoção biológica de fósforo, também pode-se observar zonas de predominância, ou sejam tem regiões que tem uma quantidade maior de bactérias Neisser positivo (possíveis organismos acumuladores de fósforo) e outros que tem o predomínio de bactérias Neisser negativo.

Foram encontrados filamentos Neisser positivos, que podem ser *Nostocoida limicola I, II e III*, também foram observados filamentos com inclusões de fosfato, sendo característico de organismos como: *Microthrix parvicella* (para filamentos que são Gram positivos) e *Thiothrix* (para filamentos que são Gram negativos) (EIKELBOOM, 2000; CETESB,1985; SAAR, 2015).

Também é possível observar na figura 34 (também na 32) a presença de manchas azuis maiores, possivelmente é fosforo que está aderido no PAC, no geral, nessas áreas também podem ser observadas bactérias Neisser positivas pelo meio,

isso pode significar que as bactérias estão aproveitando essas áreas de acúmulo de fosfato.

A coleta do dia 09/10 também apresentou resultados similares, sendo que foi observado uma quantidade maior de bactérias Neisser positivas e também das zonas de acúmulo de fosfato (figuras 35, 36 e 37).

Figura 32 – Predominância de bactérias Neisser positivas na coleta do dia 25/09. Aumento 1000X.

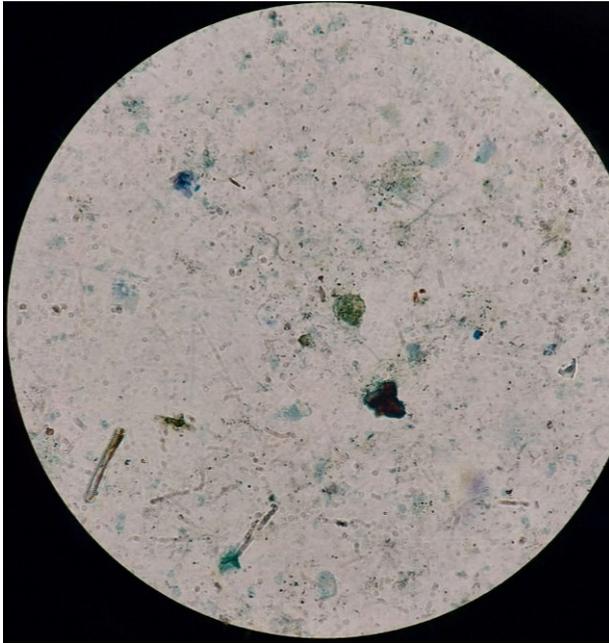


Figura 33 – Predominância de bactérias Neisser negativo na coleta do dia 25/09. Aumento 1000X.

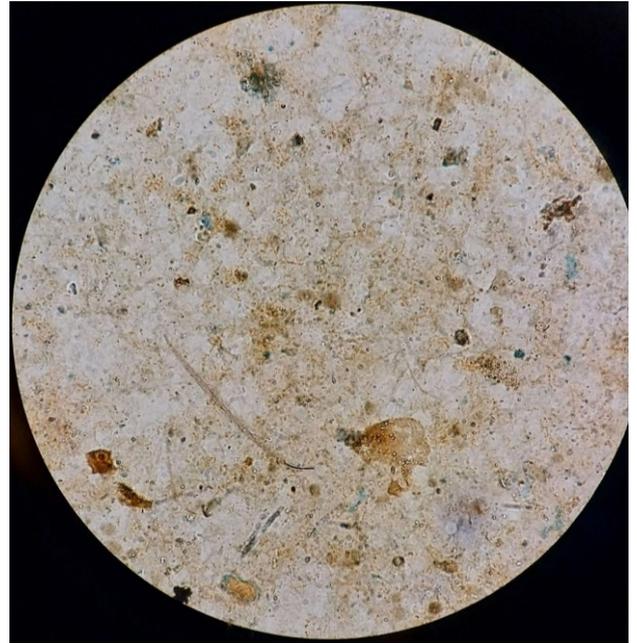
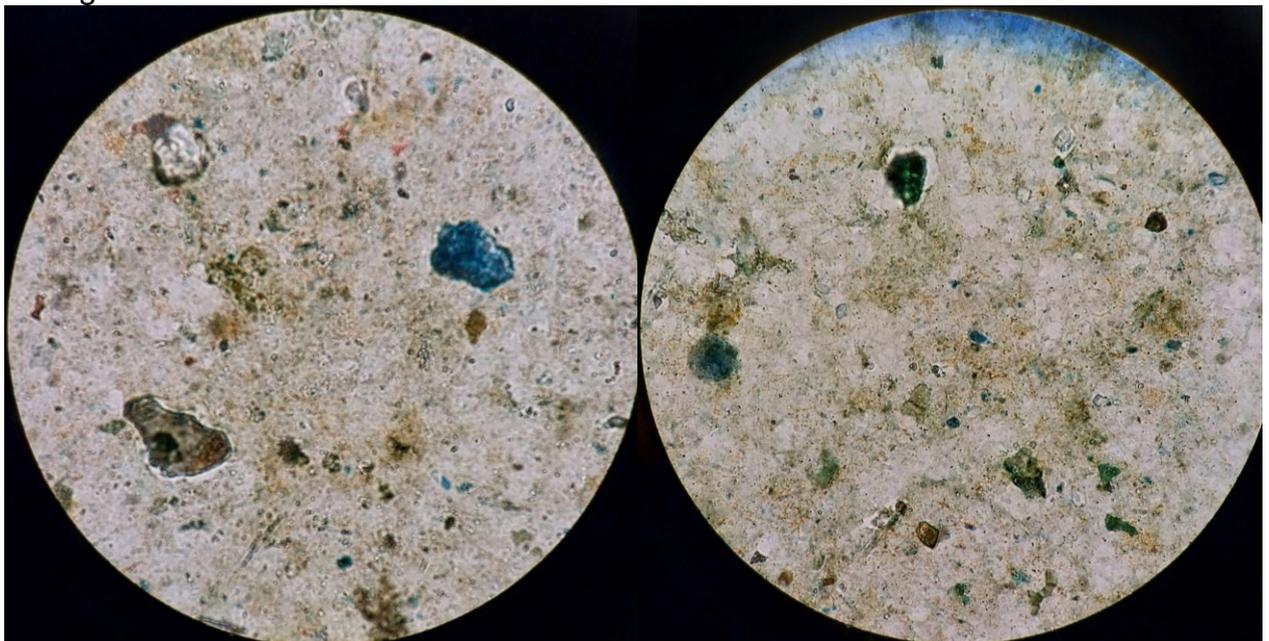


Figura 34 – Zonas de acúmulo de fósforo na coleta do dia 25/09. Aumento 1000X



Fonte: Autor (2023).

Figura 35 – Predominância de bactérias Neisser positivo na coleta do dia 09/10. Aumento 1000X.

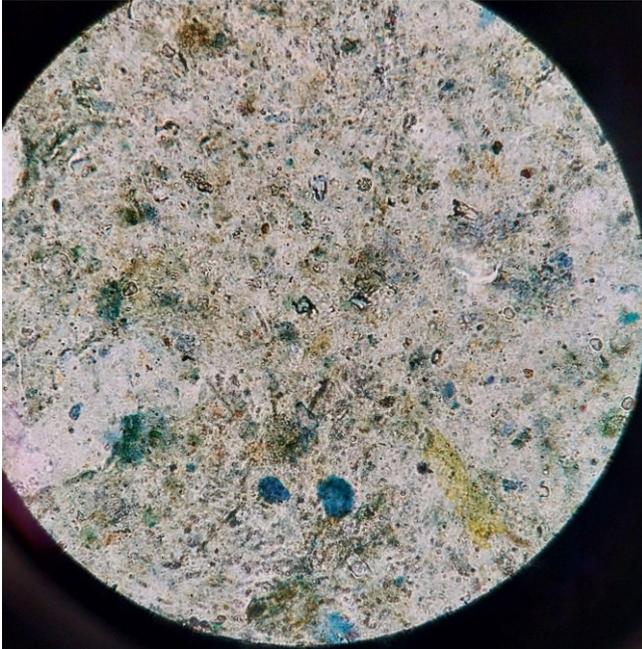


Figura 36 – Predominância de bactérias Neisser negativas na coleta do dia 09/10. Aumento 1000X.

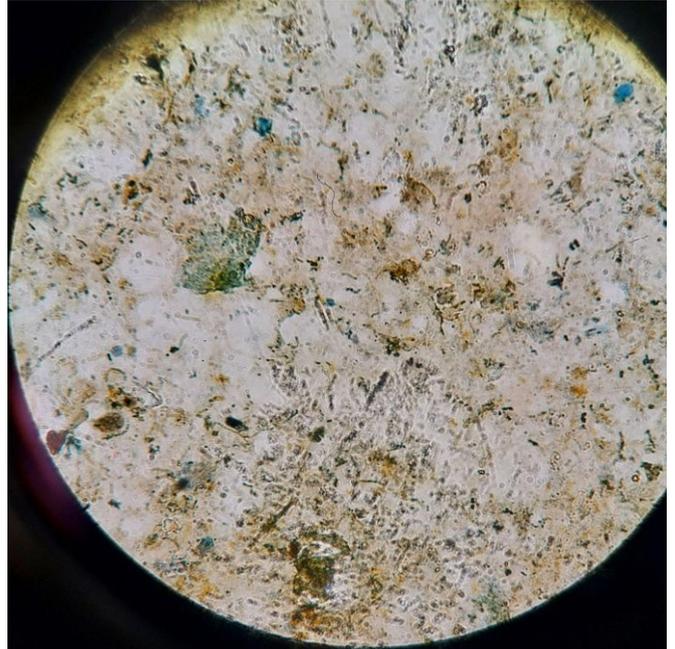
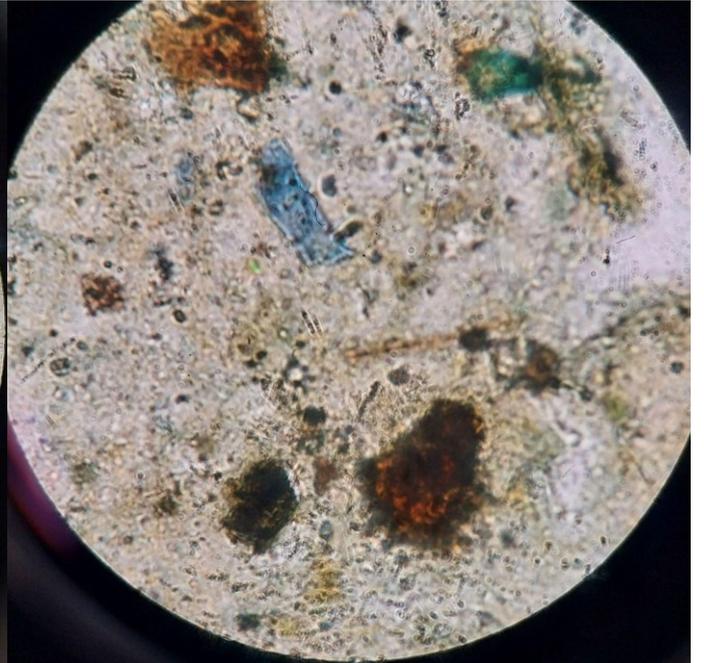
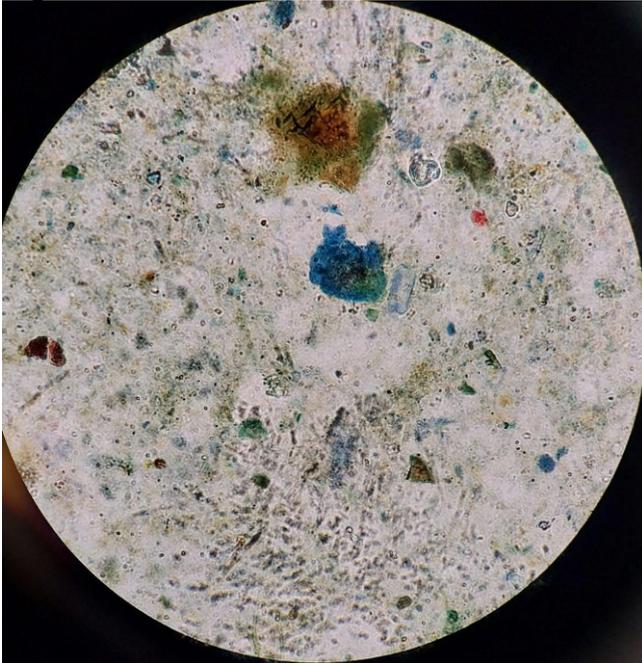


Figura 37 – Zonas de acúmulo de fósforo na coleta do dia 09/10. Aumento 1000X.



Fonte: Autor (2023).

5.2 AVALIAÇÃO DA INIBIÇÃO E EFICIÊNCIA DO PAC

5.2.1 Análises para caracterizar o licor misto

5.2.1.1 Série de sólidos, IVL, umidade, teor de sólidos secos, densidade de sólidos e densidade do lodo

Os resultados da série de sólidos são apresentados na tabela 8, sendo que os sólidos em suspensão totais resultaram em 2330,00 mg.L⁻¹ e a relação SSV/SST resultou em 0,73, sendo que conforme mencionado anteriormente de acordo com Ferreira Filho (2021), os valores padrão seriam: 4000 mg.L⁻¹ e 0,8, respectivamente. Os resultados obtidos são relativamente similares com os do dia 31/07.

Tabela 8 – Série de sólidos do licor misto da coleta do dia 23/10.

Coleta	ST (mg.L ⁻¹)	STV (mg.L ⁻¹)	STF (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SSV (mg.L ⁻¹)	SSF (mg.L ⁻¹)
23/10	3594,67 ± 8,08	2425,33 ± 28,10	1169,33 ± 26,86	3191,67 ± 43,11	2330,00 ± 149,08	861,67 ± 110,72

Fonte: Autor (2023).

O IVL do lodo resultou em 84,60 mL.g⁻¹, sendo classificado como ótimo (VON SPERLING, 2016a), sendo o resultado que apresentou melhor sedimentabilidade entre todos os testes realizados. O teor de sólidos secos, densidade de sólidos e densidade do lodo (tabela 9) tiveram resultados similares com os apresentados anteriormente e dentro das faixas para sistemas de lodos ativados do tipo aeração prolongada, com exceção do teor de sólidos secos, que continuou acima do limite: teor de sólidos secos (entre 0,8 e 1,2 %), densidade de sólidos (entre 1,22 e 1,27 kg.L⁻¹) e densidade do lodo (entre 1,005 e 1,025 kg.L⁻¹).

Tabela 9 – IVL, umidade, teor de sólidos secos e densidade de sólidos e do lodo da coleta do dia 23/10.

Coleta	H30 (mL)	IVL (mL.g ⁻¹)	Umidade (%)	Sólidos secos (%)	Densidade de sólidos (kg.L ⁻¹)	Densidade do lodo (kg.L ⁻¹)
23/10	270,00	84,60	92,62 ± 0,24	7,38 ± 0,02	1,24 ± 0,01	1,0146 ± 0,0004

Fonte: Autor (2023).

5.2.1.2 Polissacarídeos

A concentração total de polissacarídeos ficou em 245,50 mg.L⁻¹, sendo a maior concentração obtidas nas análises e a concentração de polissacarídeos por grama de SSV ficou em 106,37 mg.gSSV⁻¹ (tabela 10), sendo um valor intermediário entre os resultados obtidos nas análises.

Tabela 10 – Concentração de polissacarídeos no licor misto na coleta do dia 23/10.

Coleta	Polissacarídeos totais (mg.L ⁻¹)	Polissacarídeos por SSV (mg.gSSV ⁻¹)
23/10	245,50 ± 14,85	106,37 ± 4,83

Fonte: Autor (2023).

5.2.1.3 Microscopia e contagem com câmara de Sedgwick-Rafter

Durante a análise de microscopia foram encontrados diversos protozoários (figuras 38 a 41) de diferentes grupos: Paramecium sp., Aspidisca sp (ciliados livres), Podophyra sp. (ciliado peduncular), um protozoário peduncular que não foi identificado o grupo e Tardigrado sp. (metazoário), sendo a contagem de cada grupo apresentada na tabela 11. Portanto nessa análise pode-se observar uma diversidade maior do que nas anteriores e tem de acordo com Figueiredo et al. (1997) por apresentar predominância de ciliados livres e pedunculares apresenta boas condições de depuração.

Tabela 11 – Número de microrganismos contados por grupo.

grupo	Número de indivíduos.L ⁻¹
<u>Paramecium sp.</u>	333
<u>Aspidisca sp</u>	3733
Protozoário peduncular	267
<u>Podophyra sp.</u>	1667
<u>Tardigrado sp.</u>	67

O índice biótico do lodo resultou em 3, sendo ainda considerado um sistema com baixa eficiência de depuração, de acordo com Madoni (1994).

Figura 38 – Paramecium sp. Aumento 100 X.



Figura 39 – Aspidisca sp. Aumento 100X.

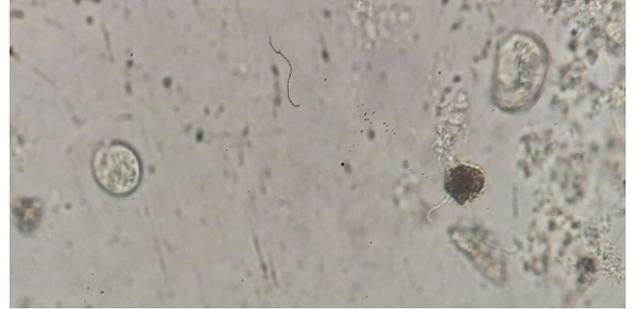


Figura 40 – Protozoário peduncular. Aumento de 100X.

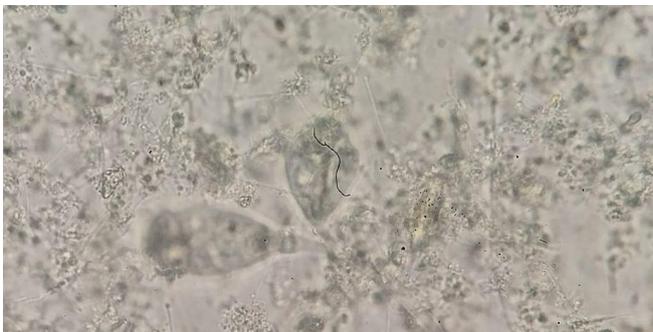
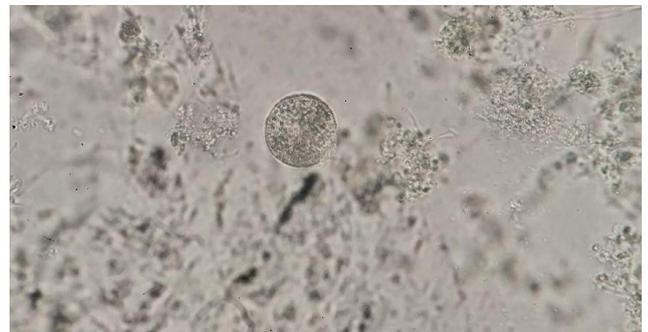


Figura 41 – Podophyra sp. Aumento de 100X.



Fonte: Autor (2023).

5.2.1.3.1 Coloração de Gram e Neisser

Os resultados encontrados para as colorações de Gram e Neisser (figura 42 e 43) foram similares aos obtidos nas outras análises, porém foram encontrados, de modo qualitativo, mais bactérias Gram positivas e com colônias maiores, fator que pode ter contribuído para essa coleta apresentar a maior decantabilidade.

Em relação à coloração de Neisser, foram encontradas colônias maiores de bactérias Neisser positivas e também menos zonas de acúmulo de fosfato livre.

As bactérias filamentosas, tanto para a coloração de Gram quanto para a coloração de Neisser foram similares aos resultados obtidos anteriormente.

Figura 42 – Coloração de Gram da coleta do dia 23/10.

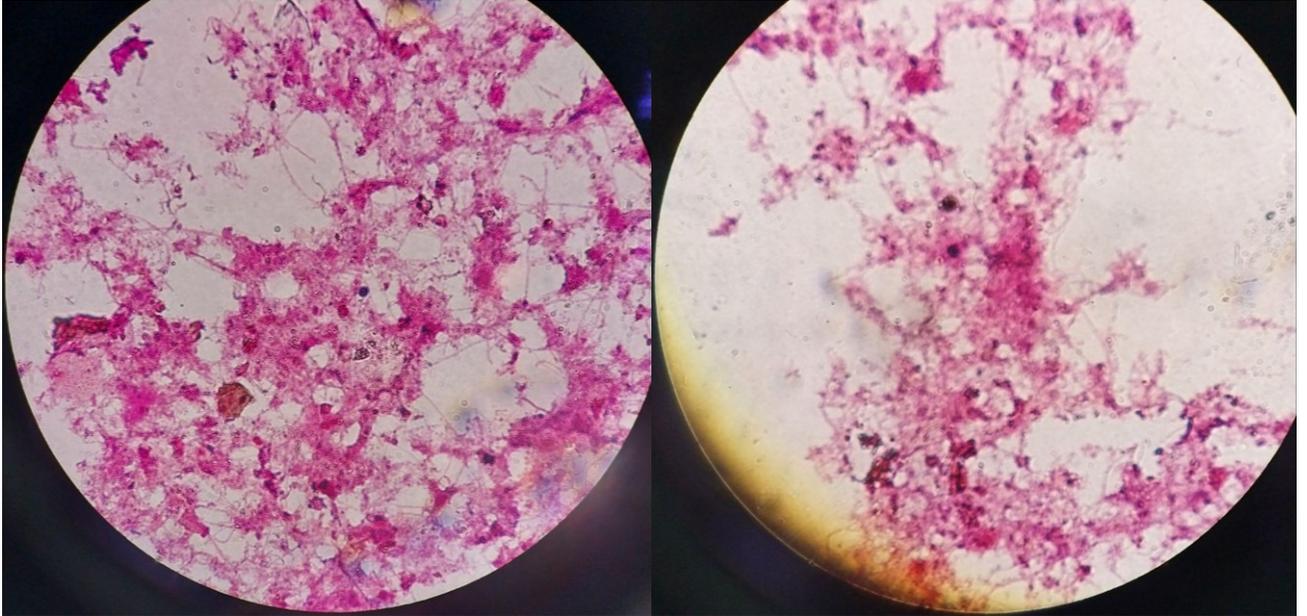
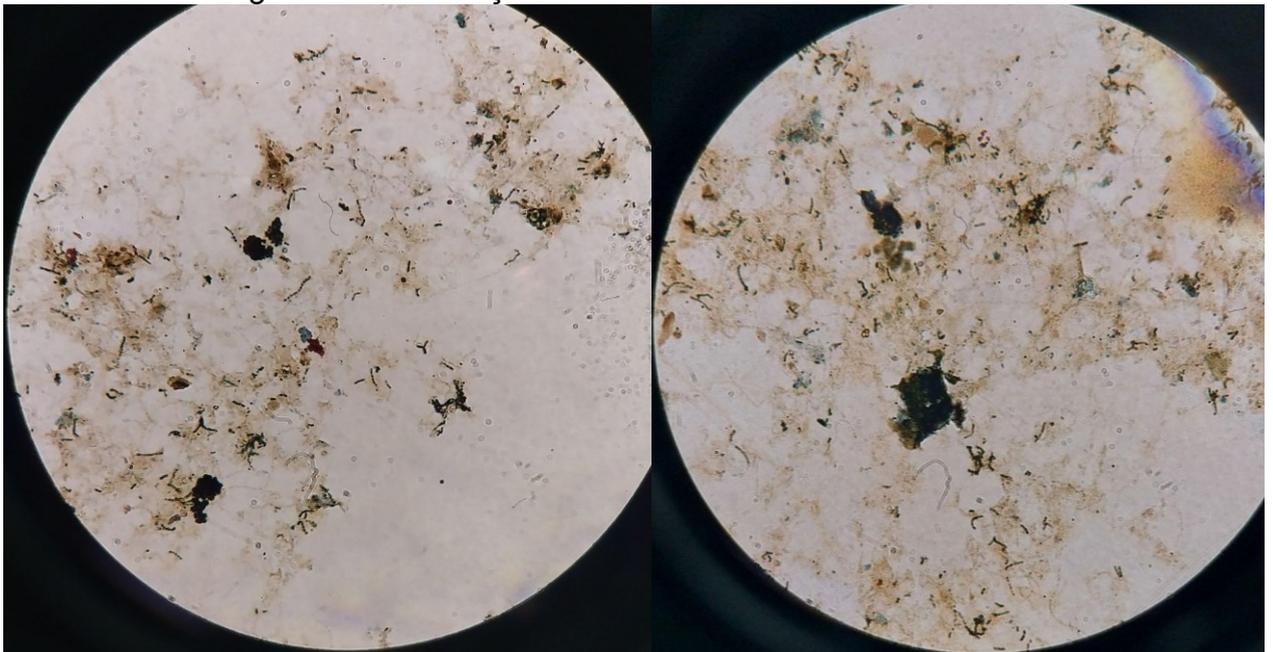


Figura 43 – Coloração de Neisser da coleta do dia 23/10.



Fonte: Autor (2023).

5.2.2 Análises para avaliar inibição e eficiência do PAC

5.2.2.1 *Respirometria*

Os resultados obtidos com a respirometria mostram que a adição de PAC, até $1,000 \text{ mL.L}^{-1}$ (conforme tabela 12), não geraram inibição, inclusive geraram aumento na velocidade de consumo de oxigênio e com isso aparentemente gerando uma melhor capacidade de depuração, possivelmente o PAC pode ter aglomerado as partículas de nutrientes (matéria orgânica e compostos nitrogenados), o que pode ter facilitado para os microrganismos. A maior velocidade de consumo de oxigênio foi gerada com a concentração de $0,182 \text{ mL.L}^{-1}$, que foi a concentração calculada como teórica para que fosse possível que um sistema com entrada de $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total tivesse uma saída de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

De acordo com Clark e Stephenson (2010), a adição de compostos com alumínio para precipitar fósforo gera como benefícios: maior estabilidade do processo, uma melhor separação de fases e uma produção de fósforo elementar, citando como desvantagem que as populações de protozoários podem ser afetadas, um efeito que possivelmente foi observado em algumas análises que foram realizadas (principalmente as coletas do dia 31/07 e 25/09), fato que também mostra a possibilidade de que um acúmulo de PAC que possa ocorrer devido ao tempo de detenção celular (idade do lodo) possa gerar inibição, já que na coleta realizada após eventos de chuva, a velocidade de respiração específica foi maior que a obtida nas análises anteriores.

Derco et al. (1998), teve como resultado ao adicionar $9,0 \text{ mg.L}^{-1}$, de composto que libera Al^{3+} em um sistema de lodos ativados, uma velocidade de respiração maior do que a obtida sem o composto e Ji, Yang e Wang (2014), obtiveram para um sistema de batelada sequencial uma inibição de 55,3 % ao adicionar 40 mg.L^{-1} de PAC (com teor de 28 % de Al_2O_3), considerando que esse valor pode ser interpolado linearmente, para uma amostra de PAC com teor de 10,27% (a amostra que foi utilizada neste trabalho), a inibição ocorreria com uma concentração de aproximadamente 109 mg.L^{-1} .

Uma possibilidade de não ter sido observado efeito tóxico, já foram utilizadas concentrações de PAC entre $105,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1265,00 \text{ mg.L}^{-1}$, valores maiores que os relatados em literatura, é que as bactérias tenham se adaptado à substância

devido ao período prolongado que estão expostas ao PAC, a aplicação na ETE Lagoa da Conceição começou há mais de 1 ano.

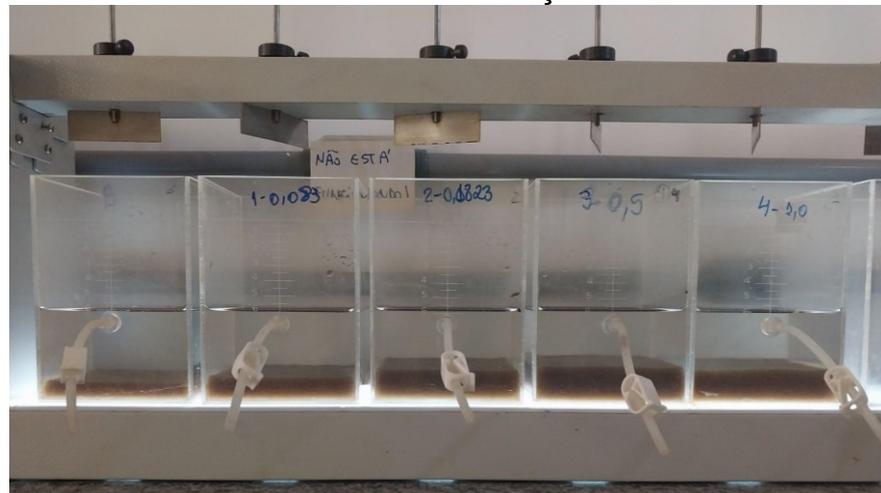
Tabela 12 – Velocidades de consumo de oxigênio com as diferentes concentrações de PAC aplicadas.

Concentração de PAC (mL.L ⁻¹)	Velocidade de consumo de oxigênio total (mg O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	Velocidade de consumo de oxigênio heterotrófica (mg O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	Velocidade de consumo de oxigênio autotrófica (mg O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)
Branco	6,19	4,30	1,88
0,083	10,61	7,05	3,56
0,182	50,68	25,67	25,02
0,500	34,89	15,22	19,66
1,000	37,93	21,60	16,33

Fonte: Autor (2023).

O uso de PAC também gera aumento da quantidade de sólidos (figura 44), o que pode afetar a velocidade de respiração específica, porém avaliando com os resultados obtidos seria necessário que a quantidade de sólidos tivesse sido 8 vezes maior, para o caso da maior velocidade de respiração obtida, para que a velocidade específica ficasse igual ao valor obtido para o branco, o que é muito improvável. Porém, com isso foi possível verificar que a geração de lodo aumenta de forma significativa com o aumento da concentração de PAC, o que pode gerar aumento de custos para destinação final e impactos ao meio ambiente pela quantidade de lodo que está sendo descartada por exemplo em um aterro industrial.

Figura 44 – Sólidos com diferentes concentrações de PAC adicionado.



Fonte: Autor (2023).

5.2.2.2 Fósforo total no sobrenadante

A concentração de fósforo no sobrenadante ficou menor que $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, em todos os cenários (tabela 13), mostrando que o PAC apresenta alta eficiência, considerando a concentração de entrada como o sobrenadante do branco, a menor eficiência obtida foi de 91,66 % com a menor concentração aplicada ($0,083 \text{ mL.L}^{-1}$), que é a concentração aproximada que é aplicada na ETE Lagoa da Conceição.

Tabela 13 – Concentração de fósforo no sobrenadante.

Concentração de PAC (mL.L^{-1})	Fósforo total (mg.L^{-1})
Branco (sobrenadante)	$1,44 \pm 0,15$
Branco (com biomassa)	$25,53 \pm 3,58$
0,083	$0,12 \pm 0,03$
0,182	<0,1
0,500	<0,1
1,000	<0,1

Fonte: Autores (2023).

6 CONCLUSÃO

O licor misto proveniente da ETE da Lagoa da Conceição, apresentou dentro dos aspectos físico-químico avaliados, resultados similares aos valores de literatura e de outros trabalhos com sistemas similares, em relação à respirometria, foi possível observar que a biomassa estava apresentando velocidade de consumo de oxigênio e velocidade de consumo de oxigênio, similares com a de outros trabalhos.

Em relação aos resultados de concentração de fósforo na entrada e saída da ETE, deve-se levar em consideração que refletem momentos específicos e que em duas das três amostragens estava ocorrendo arraste de lodo, que é uma situação excepcional e que deve ter sido a principal causa dos resultados obtidos para a concentração de saída. Também a análise realizada em laboratório demonstra que o PAC tem uma tendência de apresentar alta eficiência para remoção de fósforo.

Cabe ressaltar que as análises realizadas são relevantes para o contexto operacional de uma ETE e para processos de investigação e análise do funcionamento. Podendo ser realizadas por um engenheiro sanitarista e servirem como base para um diagnóstico operacional e até para prever situações que podem ser problemáticas e poder se antecipar, tomando medidas preventivas ou corretivas. Algumas análises podem ser realizadas com maior frequência, como a respirometria, que pode indicar de forma relativamente rápida, como está o tratamento e outras podem ser realizadas com menor frequência, servindo como parâmetros de acompanhamento.

Um fator a ser observado é que na análise do dia 09/10, as velocidades de consumo específico foram as maiores, pois foram obtidos valores relativamente elevados de velocidade de consumo de oxigênio com um teor de SSV menor. Esta coleta foi realizada após uma semana de fortes chuvas, o que no geral provoca um aumento de vazão e ter obtido esse resultado pode indicar que houve um controle operacional adequado da ETE durante esse evento. Outra hipótese possível é que o PAC pode sofrer acúmulo, gerando toxicidade, devido ao tempo de detenção celular, ou seja o lodo ao ser recirculado com uma certa quantidade de PAC, recebe mais e assim por diante e esse aumento de vazão pela chuva, pode ter diminuído essa concentração no reator, possibilitando a diminuição da toxicidade.

Um efeito do PAC que possivelmente foi observado foi a diminuição da diversidade microbiana, mesmo que não tenha gerado efeitos nas velocidades de

consumo de oxigênio, portanto, possivelmente não tem gerado diminuição da eficiência da depuração, mas é relevante manter um acompanhamento e verificar possíveis impactos dessa pouca diversidade microbiana.

Foi observada a presença de bactérias acumuladoras de fósforo nas análises com coloração de Neisser, sendo que esse fato pode ser aproveitado para realizar a remoção biológica de fósforo, sendo necessário avaliar como está acontecendo este processo na estação e verificar o que poderia ser alterado.

A análise realizada indica que o PAC não apresenta efeito inibidor entre $0,083 \text{ mL.L}^{-1}$ ($105,00 \text{ mg.L}^{-1}$) e $1,000 \text{ mL.L}^{-1}$ ($1265,00 \text{ mg.L}^{-1}$), inclusive gerou velocidades maiores de consumo de oxigênio, sendo que uma hipótese para isso, seria que o PAC aglomerou as partículas de nutrientes, facilitando para os microrganismos consumirem. Ainda, efeitos físico-químicos sobre a difusão do oxigênio no meio líquido podem ter impactado o resultado de alguma forma. Porém, esse resultado, não descarta a possibilidade de efeitos tóxicos em casos de acumulação de PAC que supere essas concentrações. Também foi verificado que um aumento na concentração de PAC adicionado gera aumento na geração de lodo, que por consequência causa aumento dos custos para disposição final e também dos impactos ambientais. Além disso, a aplicação de produtos químicos limita a reutilização do lodo biológico para outros fins, como a agricultura ou para a recuperação de recursos. Finalmente, a ETE apresenta uma eficiência de remoção de fósforo adequada, não sendo necessário utilizar quantidades maiores de PAC nas atuais condições de aplicação.

7 RECOMENDAÇÕES

A série de análises realizadas na caracterização (série de sólidos, polissacarídeos, fósforo na entrada e saída, respirometria, microscopia, coloração de Gram e Neisser), constituem um protocolo de análise, sendo recomendado verificar o comportamento desses resultados ao longo de um período maior e em outras estações. Com isso seria possível obter correlações e prever as condições de uma estação, principalmente em relação à respirometria, que ao estabelecer padrões, é um teste relativamente simples e rápido.

Também pode ser verificada a influência da sazonalidade e de eventos climáticos mais extremos (como chuvas intensas ou dias de muito calor) na respirometria, sendo possível ter um outro mecanismo de avaliação das condições da ETE para auxiliar na tomada de decisões.

Outro fator a ser monitorado é a baixa diversidade de protozoários, sendo relevante analisar por mais tempo esse comportamento e verificar como pode afetar a ETE.

O uso de outras substâncias para precipitar o fósforo, como o EPS com um agente reticulante e mecanismos biológicos, que apresentam um impacto ambiental menor podem ser testados em escala de laboratório e piloto. Sendo avaliado como afetam a respirometria do lodo e a caracterização geral, para serem aplicados em escala de uma estação.

O estudo de um lodo que não tenha recebido PAC anteriormente e como varia a velocidade de consumo de oxigênio ao longo do tempo conforme ocorrem aplicações de PAC também é relevante para compreender se realmente é possível que tenha ocorrido adaptação dos microrganismos, avaliar como varia a diversidade microbiana ao longo das aplicações e se em algum momento pode ter inibição.

Como o resíduo de PAC, conseqüentemente resíduo de alumínio, é removido juntamente com o lodo biológico, pode afetar possíveis aplicações de reutilização, portanto é relevante compreender o quanto diferente este lodo biológico está ficando de um lodo que não recebe adição de produto químico.

REFERÊNCIAS

ALVES, Jéssica Ysabelly Torres. **Avaliação de sistema de lodo ativado híbrido empregado no pós tratamento de reator UASB em região de clima quente.**

Dissertação de Mestrado, Brasil, 2019.

ANDREOTOLLA, G., OLIVEIRA, E. L., FOLADORI, et al. Método Respirométrico para o monitoramento de processos biológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.1, p. 4-23, 2005.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** Washington 21^a ed. 2005.

BARROS, J.N., ZDRADEK, C..P., REGINATTO, V., SCHMIDELL, W., SOARES, H.M. Emprego da respirometria no estudo da influência da concentração do substrato na velocidade de nitrificação. In: **SINAFERM2003 – XIV Simpósio Nacional de Fermentações.** Florianópolis, SC, 2003.

BERNET, N., SPÉRANDIO, M. **Principles of nitrifying processes.** In: CERVANTES (editor), F.J. Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering. London: IWA Publishing, 2009, 23-39

BITTON, G. **Wastewater Microbiology.** 3^o ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 750p. 2005.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** 3a Edição. São Paulo, CETESB. 620 p. 1986.

BRASIL. ANA. **Atlas do esgoto:** atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no brasil. Brasília: ANA, 2020. 44 p.

BRASIL. ANA. **Atlas esgotos:** despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: Ana, 2017. 88 p.

BUNTNER, D.; SPANJERS, H.; VAN LIER, J. B. The influence of hydrolysis induced biopolymers from recycled aerobic sludge on specific methanogenic activity and sludge filterability in an anaerobic membrane bioreactor. **Water Research**, [S. l.], v. 51, p. 284–292, 2014. ISSN: 00431354. DOI: 10.1016/j.watres.2013.10.065.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras:** água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. Brasília: Ana, 2011. 326 p

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **L1.025:** Manual técnico da microbiologia para sistemas de lodos ativados operados com esgotos domésticos. São Paulo: Cetesb, 1985. 44 p.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios.** 2. ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 246 p.

CLARK, T.; STEPHENSON, T.. Effects of Chemical Addition on Aerobic Biological Treatment of Municipal Wastewater. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 19, n. 6, p. 579-590, jun. 1998. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593331908616714>.

DERCO, Ján; KUFFA, Rastislav; URMINSKÁ, Barbora; DUDÁĽ, Jozef; KUĽNIEROVÁ, Jana. Influence of Phosphorus Precipitation on Wastewater Treatment Processes. **Operations Research-The Art Of Making Good Decisions**, [S.L.], v. 16, p. 417-425, 28 dez. 2016. InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/65492>.

EIKELBOOM, Dick H. **Process control of activated sludge plants by microscopy investigation**. London: Iwa, 2000. 170 p.

FELZ, Simon; AL-ZUHAIRY, Salah; AARSTAD, Olav Andreas; VAN LOOSDRECHT, Mark C. M.; LIN, Yue Mei. Extraction of Structural Extracellular Polymeric Substances from Aerobic Granular Sludge. **Journal of Visualized Experiments**, [S. I.], 2016. ISSN: 1940- 087X. DOI: 10.3791/54534. Disponível em: <http://www.jove.com/video/54534/extraction-structural-extracellular-polymeric-substances-from-aerobic>.

FERNANDES, José Gilson Santos. **Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias**. 1999. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 1999.

FERNANDES, J. G. S.; Van HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P. F. F.; COURA, L. R. Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias – a experiência da CETREL. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 6, no 3, 2001.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais ... ABES. Porto Alegre, 2000.

FÁVARO, Ana Luiza. **Entenda por que acontece o arraste de sólidos em sistemas de Lodos Ativado**. 2022. Disponível em: <https://www.linkedin.com/pulse/entenda-por-que-acontece-o-arraste-de-s%C3%B3lidos-em-sistemas-f%C3%A1varo/?originalSubdomain=pt>. Acesso em: 25 out. 2023.

FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. **Diagnóstico e Proposição de Melhorias Operacionais para a Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários da Lagoa da Conceição**. São Paulo: USP, 2021.

FIGUEIREDO, M. G.; DOMINGUES, V.B. **Microbiologia de Lodos Ativado**. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.. São Paulo: CETESB, 48 p. 1997.

FLORIANÓPOLIS. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Florianópolis, 2021.

FLORAM. **Parecer técnico Análise das alegações de defesa/ impugnação ao AIA** (Auto de Infração Ambiental) 18423 (caso do rompimento da Lagoa de Evapo-Infiltração na Lagoa da Conceição), fev.2021.

GARCIA, Luiz Carlos Pierozan. **Avaliação de sistemas de lodo ativado aplicados como tratamento de esgoto sanitário em condomínios residenciais**. 2023. 115 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Ufsc, Florianópolis, 2023.

GENDIG, Cornelia; DOMOGALA, Georg; AGNOLI, Francesca; PAGGA, Udo; STROTMANN, Uwe J.. Evaluation and further development of the activated sludge respiration inhibition test. **Chemosphere**, [S.L.], v. 52, n. 1, p. 143-149, jul. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00111-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00111-5).

GOMMERSBACH, Carolina. **PRODUÇÃO E APLICAÇÃO DE BIOFLOCULANTES A PARTIR DE LODO RESIDUAL DE PROCESSOS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES**. Florianópolis: Ufsc, 2022.

GUALBERTO, Fernanda Ferrari. **Otimização de Processo de Precipitação Química na Remoção de Fósforo de Esgoto Sanitário Mediante a Utilização de Sais de Ferro como Coagulante**. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2009.

HAGMAN, M.; TYKESSON, E.; HJORTH, B.; JANSEN, J. La Cour.. Oxygen Uptake Rate Measurements For Evaluation of Ozonation of Municipal Wastewater. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 28, n. 2, p. 177-183, fev. 2007. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593332808618776>.

HENZE, M., GRADY, C.P.L., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T. **Activated sludge Model No 1**. Scientific and Technical Reports No 1. London: IAW Publishing, 1987.

HOFFMANN, H., PLATZER, C. Aplicação de imagens microscópicas do lodo ativado para a detecção de problemas de funcionamento das estações de tratamento de esgotos na Alemanha. In: **I SEMINÁRIO DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO**, Anais... Universidade Federal do Espírito Santo, p. 108-120. 2000.

JI, Bin; YANG, Kai; WANG, Hongyu. Impacts of poly-aluminum chloride addition on activated sludge and the treatment efficiency of SBR. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 54, n. 9, p. 2376-2381, 8 dez. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.989920>.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4a ed. Rio de Janeiro: ABES. 906 p. 2005.

LI, Zhi-Hua; MA, Zhi-Bo; YU, Han-Qing. Respiration adaptation of activated sludge under dissolved oxygen and hypochlorite stressed conditions. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 248, p. 171-178, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.166>.

LOPES, Marcelo Almir. **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metal-mecânica**. 2011. 202 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MADONI, P. A., Sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. **Water Research**, v. 28, n. 1, p. 67-75, 1994.

MANFRIN, A. A. **A taxa de consumo de oxigênio como parâmetro de avaliação da toxicidade de efluentes industriais**. Dissertação de mestrado em Engenharia Civil. Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 130 p.

MARCHAND, Blanca Isabel Villafranca. **REMOÇÃO QUÍMICA E BIOLÓGICA DE FÓSFORO DE ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS**. 2014. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

MARONEZE, Mariana Manzoni; ZEPKA, Leila Queiroz; VIEIRA, Juliana Guerra; QUEIROZ, Maria Isabel; JACOB-LOPES, Eduardo. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Rev. Ambient. Água**. vol. 9. n. 3. Taubaté. Jul./ Sep. 2014;

MARSILI-LIBELLI, S., TABANI, F. Accuracy analysis of a respirometer for activated sludge dynamic modelling. **Water Research**, 36, p 1181-1192, 2002.

MELCHIOR, S. C.; CAMARGO, M. L.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; LOPES, T. A.; BARROS, R. M.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRIN, R. Tratamento de efluentes por processo de lodos ativados. **III Fórum de Estudos Contábeis**. Rio Claro – SP. 2003.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed., Porto Alegre: Amgh editora Ltda, 2016. 2012 p.

MIKI, Marcelo Kenji. Dilemas do UASB. **Revista DAE**, [S. l.], v. 58, n. 183, p. 1–37, 2010. ISSN: 0101-6040. DOI: 10.4322/dae.2014.052.

MIKI, Marcelo Kenji.; CHEN, Guang-Hao.; VAN LOOSDRECHT, Mark C. M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, Damir. **Tratamento Biológico de Esgoto**. 2. ed., [s.l.]: IWA Publishing, 2022. ISBN: 9781789063233.

MOLOSSI, Juliane, BRIÃO, Vandrê B., HEMKEMEIER, Marcelo. Pós-tratamento físico químico de efluentes de laticínio para remoção de fósforo. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**. v. 11. n. 2. p. 124-141. jul./dez. 2014;

NIELSEN, Per Halkjær; SAUNDERS, Aaron Marc; HANSEN, Aviaja Anna; LARSEN, Poul; NIELSEN, Jeppe Lund. Microbial communities involved in enhanced biological

phosphorus removal from wastewater—a model system in environmental biotechnology. **Current Opinion In Biotechnology**, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 452-459, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2011.11.027>.

OECD 209, 1993. **OECD Guideline for the testing of chemicals 209**. Activated sludge respiration inhibition test.

OLIVEIRA, Débora Carvalho da Silva; AZEVEDO, Paulo Gabriel Ferreira De; CAVALCANTI, Luiz Antônio Pimentel. Processos biológicos para o tratamento de efluentes: uma revisão integrativa. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [S. l.], v. 8, n. 18, p. 397–415, 2021. ISSN: 2359-1412. DOI: 10.21438/rbgas(2021)081826.

PARK, J. J.; BYUN, I. G.; YU, J. C.; PARK, S. R.; JU, D. J.; HUR, S. H.; PARK, T. J.. Analysis of nitrifying bacterial communities in aerobic biofilm reactors with different DO conditions using molecular techniques. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 57, n. 12, p. 1889-1899, 1 jun. 2008. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2008.622>..

RAMOS, Sandra Regina Alexandre. **AVALIAÇÃO DE PROCESSO DE LODOS ATIVADOS COM APLICAÇÃO DE ÁCIDO FÓLICO COMO ESTRATÉGIA DE MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO**. 2014. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Ufsc, Florianópolis, 2014.

RASÕES, Marília Alexandra Almeida. **Estudo sobre a Precipitação Química de Fósforo como forma de Remediação do Estado Trófico da Lagoa das Furnas, S. Miguel – Açores**. Dissertação Mestre em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa. 2008;

REZENDE, Carolina Lucena. **UTILIZAÇÃO DA TÉCNICA RESPIROMÉTRICA PARA A AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES**. 2014. 125 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Engenharia de Processos e Tecnologias, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2014.

SCHMIDELL, W. In: *Biotecnologia Industrial. Agitação e aeração em Biorreatores*. 1 ed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo, v.2, p. 277-331. 2001.

SAAR, Jörg Henri. **Microbiologia dos lodos ativados: teoria e aplicações práticas para quem trabalha com processos de tratamento biológico de efluentes industriais e urbanos**. Porto Alegre: Gênese, 2015. 196 p.

SEVIOUR, Thomas et al. Extracellular polymeric substances of biofilms: Suffering from an identity crisis. **Water Research**, [S. l.], v. 151, p. 1–7, 2019. ISSN: 00431354. DOI: 10.1016/j.watres.2018.11.020.

SHENG, Guo-Ping; YU, Han-Qing. Characterization of extracellular polymeric substances of aerobic and anaerobic sludge using three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy. **Water Research**, [S. l.], v. 40, n. 6, p. 1233–1239, 2006. ISSN: 00431354. DOI: 10.1016/j.watres.2006.01.023.

SILVA FILHO, E. B.; CAVALCANTI, P. F. F.; Van HAANDEL, A. *Respirometria aplicada na caracterização da matéria orgânica das águas residuárias*. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, Joinville SC, 2003.

SPANJERS, H.; KLAPWIJK, A. *On-Line Meter for Respiration Rate and Short-Term Biochemical Oxygen Demand in the Control of the Activated Sludge Process*. IN: *Instrumentation, Control and Automation of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems. Proceedings of the 5th IAWPRC Workshop*. Yokohama and Kyoto, Japan. 26 July - 3 August 1990.

SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P.; OLSSON, G.; DOLD, P. **Respirometry in control of the activated sludge process**. International Water Association 1 ed. 64 p. 1996.

SPERANDIO, M. **Developement d'une procedure de compartimentation d'une eau residuaire urbaine et application a la modelisation dynamique de procedes a boues activées**. These doctorat, INSA-Toulouse, France, 1998, 231 p.

SOARES, S. R. A.; MACHADO, A. F.; OLIVEIRA, D. R.; BERNARDES, R. S. *Perfil respirométrico de reator biológico em sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes*. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, 2002.

URBANO, Guilherme Henrique da Silva. **Potencial de Recuperação de Biopolímeros do Lodo Aeróbio em um Sistema de Tratamento de Efluentes em Escala Real**. 2023. 57 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Ufsc, Florianópolis, 2023.

VAN HAANDEL, A. C. *Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*. **Water Intelligence Online**, [S. l.], v. 11, 2012. ISSN: 14761777. DOI: 10.2166/9781780400808.

Van HAANDEL, A. C. & CATUNDA, P. F. C. *Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgoto*. **Revista Engenharia Sanitária**. 21, 4, pp.481-488. 1982.

Van HAANDEL, A. C. & CAVALCANTI, P. F. F. In: **PROSAB 2 – TEMA IV – Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos Urbanos. Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários**. p. 3-27, 2001.

VANROLLEGHEM, P. A. *Principles of Respirometry in Activated Sludge Wastewater Treatment*. 2002. 19f. Department of applied Mathematics Biometrics and Process Control, 2002. Disponível em: <https://modeleau.fsg.ulaval.ca/fileadmin/modeleau/documents/Publications/pvr402.pdf> . Acesso em: 20 ago. 2023.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed., Minas Gerais: UFMG, 2006. v.1. 425 p.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. 4. ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016a. v. 4. 461 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016b. v.2. 211 p.

VON SPERLING, Marcos; GONÇALVES, Ricardo Franci. Lodos de esgoto: características e produção. Em: **Lodos de esgoto: Tratamento e disposição final**. 2. ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. v. 6. 484 p.

WAGNER, Jamile. **MONITORAMENTO DE REATOR HÍBRIDO EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RHBS) UTILIZANDO MÉTODOS RESPIROMÉTRICOS**. 2008. 75 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Ufsc, Florianópolis, 2008.

WOLFF, D. B. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio de esgoto urbano em reatores híbridos utilizando dois materiais suporte flotantes**. Tese de Doutorado UFSC. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis – SC. 2005.

WOLFF, D. B.; CHAVEZ, J. C. O.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. Estudo da Biomassa Heterotrófica e Autotrófica Ativa Desenvolvida em Reatores Híbridos no Tratamento de Esgoto Urbano. In: **SINAFERM2003 – XIV Simpósio Nacional de Fermentações**. Florianópolis, SC, 2003.

APÊNDICE A – CÁLCULO DAS CONCENTRAÇÕES DE PAC

1) Cálculo da Concentração de PAC aplicada na ETE

Vazão média ETE (Q_m) = 50 L.s⁻¹ = 3000 L.min⁻¹

Volume de PAC aplicado (V_{PAC}) = 250 mL = min

Concentração de PAC (C_{PAC}) é: $C_{PAC} = \frac{V_{PAC}}{Q_m}$

$$C_{PAC} = 0,083 \text{ mL/L}$$

2) Cálculo da Concentração Teórica de PAC, de acordo com metodologia DWA (2010 *apud* Marchand, 2014):

Vazão diária ETE (Q) = 4320 m³.dia⁻¹

Concentração inicial de fósforo (P_i) = 0,007 kg.m³ = 7 mg.L⁻¹ (ADOTADO)

Concentração final de fósforo (P_f) = 0,001 kg.m³ = 1,0 mg.L⁻¹ (ADOTADO)

*Características do PAC:

Concentração de Al₂O₃ (Al₂O_{3-PAC}) = 10,27 %

Densidade = 1,265 kg.L⁻¹

*Peso molecular dos elementos:

Al (MM_{Al}) = 26,98 g.mol⁻¹

P (MM_P) = 30,97 g.mol⁻¹

Al₂O₃ (MM_{Al2O3}) = 101,96 g.mol⁻¹

- Carga a eliminar: $C_e = Q * (P_f - P_i) = 25,92 \text{ kgP.d}^{-1}$

- porcentagem de Al no Al₂O₃: $Al_{Al2O3} = \frac{MM_{Al}}{MM_{Al2O3}} = 26,46 \%$

- Quantidade de alumínio no PAC: $Al_{PAC} = 10,27 \% * 26,46 \% = 2,72 \%$

- Necessidade de precipitante em relação a carga de P: $K_p = \frac{MM_{Al}}{MM_P} = 0,87$

- Fator de simultaneidade (β) = 1,2 (ADOTADO)

- Quantidade de alumínio necessário: $Al_{nec} = \beta * K_p * C_e = 27,10 \text{ kgAl.d}^{-1}$

- Massa de PAC necessária: $M_{PAC} = \frac{Al_{nec}}{Al_{PAC}} = 996,20 \text{ kgPAC.d}^{-1}$

- Volume de PAC: $V_{PAC} = \frac{M_{PAC}}{densidade} = 778,51 \text{ L.d}^{-1}$

- Dosagem de PAC ($V_{PAC/L}$): $V_{PAC/L} = \frac{V_{PAC}}{Q} = 0,1823 \text{ L.m}^{-3} = 0,1823 \text{ mL.L}^{-1}$

$$C_{PAC} = 0,1823 \text{ mL.L}^{-1}$$