

Sandra Regina Alexandre Ramos

**AVALIAÇÃO DE PROCESSO DE LODOS ATIVADOS COM
APLICAÇÃO DE ÁCIDO FÓLICO COMO ESTRATÉGIA DE
MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Rejane Helena Ribeiro da Costa

Coorientadora: Dr^a. Cláudia Lavina Martins

Florianópolis
2014

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

Ramos, Sandra Regina Alexandre

Avaliação de Processo de Lodos Ativados com Aplicação de Ácido Fólico como Estratégia de Minimização da Produção de Lodo / Sandra Regina Alexandre Ramos ; orientadora, Rejane Helena Ribeiro da Costa ; coorientadora, Cláudia Lavina Martins. - Florianópolis, SC, 2014.

115 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Ácido fólico. 3. Minimização da produção de lodo. 4. Lodos ativados. I. Costa, Rejane Helena Ribeiro da. II. Martins, Cláudia Lavina. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

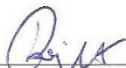
Avaliação de Processo de Lodos Ativados com Aplicação de Ácido Fólico como Estratégia de Minimização da Produção de Lodo

SANDRA REGINA ALEXANDRE RAMOS

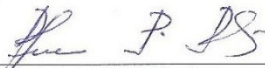
Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de **MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL** na área de Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 18 de setembro de 2014.

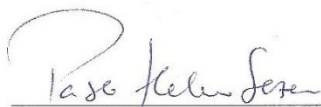
Aprovado por



Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.
(Orientadora)



Prof. Roque Passos Piveli, Dr.



Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

*Aos meus pais, Alcenir Antônio Ramos
e Maria Ivete Alexandre.*

AGRADECIMENTOS

Ninguém é auto-suficiente, ninguém caminha sozinho. Sou grata a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para que eu chegasse até aqui.

Primeiramente, agradeço a Deus, aquele que, nos momentos de silêncio, recompunha as minhas forças.

À minha mãe pelo incentivo incondicional. Ao meu pai, meu anjo no céu, por sempre me guiar e cuidar de mim.

À minha orientadora, Rejane Helena Ribeiro da Costa, pelas oportunidades oferecidas e pela confiança depositada.

À minha coorientadora, Cláudia Lavina Martins, pela amizade e por se fazer presente em momentos tão importantes.

Aos bolsistas de iniciação científica Ana Maria e Ademir pelo apoio, pelas horas de dedicação e pelo comprometimento com o trabalho de campo e laboratorial. Juntos passamos momentos agradáveis e difíceis, mas, justamente por contornar os difíceis é que agradeço imensamente a vocês.

Aos amigos do LABEFLU, em especial a Vivi, pelo aprendizado repassado e pelo apoio, mesmo quando estive distante. À Lorena, pela parceria no laboratório e presteza nas análises de FISH.

Ao Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX/UFSC) em especial à querida Cristina Henning da Costa, pela realização das análises toxicológicas e pela orientação prestada.

À Cristina Moreira Lalau, pela amizade fortalecida nestes anos de mestrado e que, esta perdure ainda por muitos anos.

Aos funcionários do LIMA, Eliani e Vítor, pela assistência no laboratório.

Ao Seu Hélio, pela instalação do sistema experimental e pelo auxílio na operação do mesmo.

Aos colegas, professores e funcionários do PPGA.

À Universidade Federal de Santa Catarina, ao CNPq, Capes, FAPESC e CASAN por disponibilizar os subsídios necessários para a execução desta pesquisa.

“Suba o primeiro degrau com fé. Não é necessário que você veja toda a escada. Apenas dê o primeiro passo”.

(Martin Luther King)

RESUMO

A produção de lodo em excesso em sistemas de tratamento de efluentes tem se tornado um desafio crescente, onde os passivos ambientais e o elevado custo operacional, aliados às regulamentações ambientais mais rigorosas, tornarão as atuais alternativas convencionais de tratamento e disposição final de lodo, inviáveis em um futuro próximo. Diante disso, o desenvolvimento de estratégias operacionais que possibilitem reduzir a produção biológica de lodo, sem afetar o processo de tratamento, tem sido amplamente incentivado. Assim sendo, o presente trabalho teve como finalidade avaliar a aplicação de ácido fólico (AF) como alternativa de minimização da produção de lodo em um sistema piloto de lodos ativados de aeração prolongada, bem como, analisar as interferências sobre o processo de tratamento. Para isso, a avaliação do sistema experimental foi dividida em duas fases, Fase A, a qual foi utilizada como fase controle e Fase B, correspondendo à etapa de aplicação de ácido fólico. A Fase B foi ainda, subdividida em outras duas fases realizadas sob diferentes condições: uma onde o sistema foi operado de forma contínua (Fase B-teste 1) e a outra após uma nova partida do sistema (Fase B-teste 2). Nestas duas fases teste, ácido fólico foi aplicado continuamente dentro do tanque de aeração, resultando em uma concentração de mistura de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Comparativamente à Fase A, os resultados mostraram uma redução significativa na redução da produção de lodo de 52% na Fase B-teste 1 e 38% na Fase B-teste 2. Quanto às eficiências de tratamento, a Fase B-teste 2 apresentou o maior percentual em termos de remoção de nitrogênio amoniacal (97%), enquanto a Fase A obteve uma eficiência média de 89% e a Fase B-teste 1, 73%. Além disso, a aplicação de ácido fólico promoveu um aumento na remoção de fósforo total, apresentando a Fase B-teste 1 e Fase B-teste 2, 28% e 36% de eficiência média. Em relação à remoção de matéria orgânica, medida na forma de DQO e SST, não foram observadas maiores eficiências na remoção destes parâmetros após a aplicação de ácido fólico. A eficiência média de remoção de DQO na Fase A foi de 90%, enquanto nas Fases B-teste 1 e teste 2 foi de 87% e 90%, respectivamente. Já em relação à remoção de SST, a Fase A apresentou 86% de eficiência, a Fase B-teste 1 80% e a Fase B-teste 2 88%. No entanto, foi verificada uma alta estabilidade operacional quando as variações de carga de DQO e SST afluentes foram elevadas. Os resultados das análises microscópicas realizadas com as amostras do tanque de aeração revelaram semelhanças qualitativas entre as espécies encontradas nas fases de operação. Quanto à avaliação de toxicidade

aguda do sistema, as amostras do efluente final não apresentaram toxicidade sobre o organismo teste. De maneira geral, pôde-se dizer que o uso de ácido fólico mostrou-se como uma alternativa promissora, atendendo aos objetivos propostos com capacidade de reduzir a produção de lodo, bem como de até melhorar a qualidade do efluente final.

Palavras-chave: Ácido Fólico 1. Minimização da Produção de Lodo 2. Lodos Ativados 3.

ABSTRACT

The large amount of excess sludge generated in wastewater treatment plants (WWTP) is one of the most critical challenges in the field of sewage treatment. Concerns about the environmental health and the operating costs associated with the more stringent effluent regulations, may contribute to make the current conventional alternatives for sludge treatment and disposal limited or unviable in the near future. Thus, various approaches that maintain the effluent quality have been developed to reduce the production of excess sludge in the WWTP. This study aimed to evaluate the use of folic acid as an excess sludge reduction alternative in an extended activated sludge system and investigate the interference of its use in the wastewater treatment performance. Two distinct operational phases were monitored: an extended activated sludge phase used as a control (phase A); and an extended activated sludge with folic acid addition (phase B). Furthermore, phase B was divided into two tests carried under different conditions: test 1 – folic acid addition in a steady state system; test 2 – folic acid addition thereupon the system start-up. Folic acid was continuous added in a concentration of $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ directly into the aeration basin. Comparing to phase A (control), the results on phase B showed a significant reduction of the sludge production with 52% for test 1 and 38% for test 2. Test 2 of phase B had the highest efficiency in terms of ammonium removal (97%), followed by phase A with 89% and the test 1 of phase B with 73%. In addition, the application of folic acid (phase B) induced the total phosphorus removal presenting 28% and 36% mean efficiencies for test 1 and test 2, respectively. None greater differences of COD and TSS removal efficiencies were observed after folic acid addition. In the phase A, the average COD removal was 90%, while test 1 and test 2 was 87% and 90%, respectively. Regarding the removal TSS, phase A showed 86% efficiency, test 1 of phase B 80% and test 2 of phase B 88%. However, it could be verified a high operating stability with a high COD and TSS load rate changes. The microscopic analysis performed with the aeration tank samples showed qualitative similarities between the species found in both operational phases. The effluent of the system for both phases showed no toxicity. In general, it could be affirmed that the folic acid addition in the extended activated sludge system has proved to be a promising alternative for reducing excess sludge production, as well as might improve the effluent quality.

Keywords: Folic Acid . Excess Sludge Reduction 2. Activated Sludge
3.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Configuração de um sistema de lodos ativados.....	29
Figura 2. Fluxograma simplificado das fontes de produção de lodo no tratamento biológico de efluentes.	36
Figura 3. Estrutura molecular do ácido fólico (ácido pterilglutamânico).....	40
Figura 4. Disposição do tanque de aeração, decantador secundário e reservatório de ácido fólico.	46
Figura 5. Aplicação de ácido fólico combinada ao sistema piloto de lodos ativados.....	47
Figura 6. Cronograma de operação da Fase A e Fase B (teste 1 e teste 2).....	50
Figura 7. Representação do procedimento respirométrico utilizado para obter a velocidade de consumo de oxigênio e a repartição da biomassa ativa: (1) respiração endógena; (2) nitrificação; (3) respiração exógena.....	57
Figura 8. Série temporal das concentrações de DQOt no afluente (EB) e efluente (SA) nas Fases A e B.	64
Figura 9. Série temporal das concentrações de SST no EB e SA, Fases A e B..	68
Figura 10. Evolução do IVL nas duas fases de operação, A e B.....	71
Figura 11. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos durante a Fase A e Fase B.	73
Figura 12. Concentrações afluente (EB) e efluente (SA) de fósforo total, ao longo das Fases A e B.....	80
Figura 13. Microrganismos presentes no licor misto do tanque de aeração, aumentos de 100 e 400x: Fases A e B: A) <i>Aspidisca</i> sp. (400x), B) <i>Arcella</i> sp. (100x); C) <i>Vorticellas</i> sp. (100x); D) <i>Rotatoria</i> sp. (400x); E) <i>Zooglea</i> sp. (400x); F) Bactérias filamentosas (100x).....	88
Figura 14. Células hibridizadas pela sonda NSO (DAPI em azul e hibridização em vermelho) visualizadas em microscópio epifluorescente (Aumento 1000x).	93
Figura 15. Coeficiente de produção celular observado (Yobs) obtido na Fase A e Fase B.	94

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Principais considerações sobre os efeitos observados em pesquisas com a aplicação de ácido fólico e Dosfolat®.	44
Quadro 2. Análises físico-químicas, respectivas metodologias e frequência aplicada.....	52
Quadro 3. Descrição das sondas utilizadas na detecção dos grupos de microrganismos presentes no tanque de aeração pela técnica de FISH.	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Metodologia de operação das Fases A e B.....	48
Tabela 2. Condições operacionais que caracterizaram a Fase A.....	49
Tabela 3. Condições operacionais que caracterizaram a Fase B.....	51
Tabela 4. Categorias quantitativas da biomassa hibridizada.....	55
Tabela 5. Classificação da sedimentabilidade de acordo com o IVL.....	59
Tabela 6. Características do esgoto bruto durante as Fases A e B (valor \pm desvio padrão; N= número de amostragens).....	61
Tabela 7. Resultados obtidos para OD, pH e temperatura medidos no tanque de aeração, ao longo das Fases A e B.....	62
Tabela 8. Resultados analíticos das concentrações de DQOt, DQOs e DBO ₅ para os pontos amostrados, esgoto bruto (EB) e saída (SA) durante as Fases A e B.....	65
Tabela 9. Cargas volumétricas de DQOt aplicadas e removidas nas duas fases de operação, Fase A e Fase B.....	67
Tabela 10. Resultados analíticos das concentrações de SST e SSV para os pontos amostrados, afluente (esgoto bruto) e efluente (saída) durante as Fases A e B.....	69
Tabela 11. Cargas volumétricas de SST aplicadas (EB) e removidas (SA) nas duas fases, A e B.....	70
Tabela 12. Desempenho do sistema experimental em relação à matéria nitrogenada (NTK e N-NH ₄ ⁺) afluente (esgoto bruto) e efluente (saída) durante as Fases A e B.....	74
Tabela 13. Desempenho do sistema experimental em relação à matéria nitrogenada (N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻) afluente (esgoto bruto) e efluente (saída) durante as Fases A e B.....	75
Tabela 14. Cargas volumétricas de N-NH ₄ ⁺ aplicadas (EB) e removidas (SA) nas duas fases, A e B.....	77
Tabela 15. Concentrações de N-nitrato no TA e SA, obtidas na Fase A e Fase B.....	79
Tabela 16. Concentrações médias de fósforo total e fosfato afluente (EB) e efluente (SA), Fases A e B.....	81
Tabela 17. Resultados analíticos das concentrações de proteínas e polissacarídeos nos pontos amostrados, tanque de aeração (TA) e decantador secundário (DS) durante as Fases A e B.....	84
Tabela 18. Velocidade de consumo de oxigênio ao longo das Fases A e B.....	89
Tabela 19. Concentrações da biomassa ativa autotrófica e heterotrófica, Fases A e B.....	91
Tabela 20. Resultados da análise FISH realizada durante a Fase A e Fase B.....	92
Tabela 21. Valores de Yobs obtidos nas Fases A e B.....	94
Tabela 22. Resultados de toxicidade aguda para o organismo <i>Daphnia magna</i> obtidos para o afluente e efluente final do sistema de tratamento, durante as Fases A e B.....	97
Tabela 23. Estimativa dos custos e potencial economia anual com o tratamento e disposição final do lodo na ETE Insular.....	98

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	Relação Alimento/Microrganismo
ATU	Allylthiourea
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CV	Carga Volumétrica
$C_{19}H_{19}N_7O$	Ácido Fólico
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQOs	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total
DS	Decantador Secundário
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EB	Esgoto Bruto
FISH	Hibridização Fluorescente <i>in Situ</i>
IVL	Índice Volumétrico do Lodo
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente
NDS	Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas
MLSS	Sólidos Suspensos no Licor Misto
NH ₃	Amônia não ionizada
NH ₄ ⁺ -N	Nitrogênio Amoniacal
N ₂	Nitrogênio Gasoso
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₂ ⁻ -N	Nitrito expresso como nitrogênio
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₃ ⁻ -N	Nitrato expresso como nitrogênio
NO _x -N	Compostos nitrogenados oxidados (nitrito e nitrato)
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PCB	Bifenilos Policlorados
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄ ⁻ -P	Fosfato expresso como fósforo
PS	Polissacarídeos
Pt	Fósforo Total
PT	Proteínas
RA	Reservatório Ácido Fólico
RBS	Reator em Bateladas Seqüenciais
RBSG	Reator em Bateladas Seqüenciais de Grânulos Aeróbios
SA	Saída do Sistema

SST	Sólidos Suspensos Totais
SSTA	Sólidos Suspensos Totais no Tanque de Aeração
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TA	Tanque de Aeração
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TCO _E	Taxa de Consumo de Oxigênio Específica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UCT	University of Cape Town
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
VL ₃₀	Volume de Lodo medido após 30 minutos
X _A	Concentração de Biomassa Ativa Autotrófica
X _H	Concentração de Biomassa Ativa Heterotrófica
Y	Coefficiente de Produção Celular
Y _{obs}	Coefficiente de Produção Celular Observado
θ _c	Idade do lodo

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	25
1.1OBJETIVOS	27
1.1.1 <i>Objetivo Geral</i>	27
1.1.2 <i>Objetivos Específicos</i>	27
2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	28
2.1REATORES LODOS ATIVADOS	28
2.1.2 <i>Reatores de Aeração Prolongada</i>	32
2.1.3 <i>Parâmetros de Controle Associados à Eficiência do Sistema</i>	32
2.2O LODO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	35
2.3ESTRATÉGIAS DE MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO.....	39
2.3.1 <i>Aplicação de Ácido Fólico como Estratégia de Minimização da Produção de Lodo</i>	40
3.MATERIAIS E MÉTODOS.....	46
3.2OPERAÇÃO DO SISTEMA	48
3.2.1 <i>Fase A</i>	48
3.2.2 <i>Fase B</i>	49
3.3MONITORAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	51
3.3.1 <i>Análises Físico-Químicas</i>	51
3.3.2 <i>Análise Microbiológica</i>	54
3.3.3 <i>Respirometria: Determinação da velocidade de consumo de oxigênio (TCO) e repartição da biomassa ativa</i>	55
3.3.4 <i>Coefficiente de Produção Celular Observado (Y_{obs})</i>	58
3.3.5 <i>Índice Volumétrico de Lodo (IVL)</i>	59
3.3.6 <i>Idade do Lodo (θ_c)</i>	60
4.RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA E DESEMPENHO DO PROCESSO DE TRATAMENTO.....	61
4.1.1 <i>Comportamento do OD, pH e temperatura</i>	61
4.1.2 <i>Demanda Química de Oxigênio</i>	64

4.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST)	68
4.1.4 Remoção da Matéria Nitrogenada.....	72
4.1.5 Remoção de Fósforo Total e Ortofosfato.....	79
4.1.6 Avaliação de Proteínas e Polissacarídeos.....	83
4.1.7 Avaliação Microbiológica	86
4.1.8 Taxa de Consumo de Oxigênio Específica (TCO _E).....	88
4.1.9 Biomassa Ativa Autotrófica e Heterotrófica.....	91
4.1.10 Hibridização Fluorescente in situ (FISH)	92
4.2 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO	94
4.3 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE	97
4.4 ESTIMATIVA DA VIABILIDADE ECONÔMICA	98
5. CONCLUSÃO.....	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A poluição hídrica causada principalmente, pelo lançamento de efluentes *in natura* nos corpos d'água, representa um dos principais passivos ambientais a serem sanados pelos serviços públicos de saneamento. O tratamento prévio por unidades ou estações de tratamento de efluentes é uma medida de diminuir os impactos poluidores de qualquer efluente, de forma a garantir a qualidade dos recursos hídricos. Sistemas de tratamento de efluentes por lodos ativados constituem uma das principais tecnologias aplicadas ao tratamento de esgotos domésticos e industriais, devido, principalmente, a sua elevada eficiência. No entanto, este processo apresenta como desvantagem uma elevada produção de biomassa (lodo) em excesso.

O lodo produzido pode apresentar características indesejáveis, como presença de patógenos e metais pesados, oferecendo riscos potenciais à saúde pública e meio ambiente. Sendo assim, o gerenciamento do lodo, compreendendo as etapas de tratamento e disposição final, torna-se tão importante quanto à remoção de substrato afluente. No entanto, segundo apresenta Péres-Elvira *et al.* 2006, o gerenciamento do lodo é uma atividade complexa, podendo representar entre 25-65% dos custos totais de operação de uma ETE.

Devido à composição nociva deste resíduo, as alternativas convencionais de disposição, geralmente realizadas em aterros sanitários, por processos de incineração e uso agrícola, têm levado à criação de leis ambientais cada vez mais restritivas, com o objetivo de controlar a geração, aplicação e disposição final de lodo de ETE. Na Europa, regulamentações foram impostas a fim de melhorar a qualidade e reduzir a quantidade de lodo em estações de tratamento (99/31/EC; 2003/33/EC; 2008/98/EC). Segundo Troiani *et al.* (2011), a diretriz 99/31/EC impôs a redução gradual de lodo em aterros, tendo como meta, até 2020, a disposição de apenas 35% da quantidade de lodo disposto no ano de 1995.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) possui regulamentações acerca do uso e disposição de lodo de esgoto, inseridas no *Standards for The Use or Disposal of Sewage Sludge*, incluída no Código de Regulamentação Federal (EPA, 1993).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA por meio da Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006 definiu critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de ETE (BRASIL, 2006), valorizando o aproveitamento deste resíduo como matéria prima. Partindo do princípio legal que a responsabilidade pelos resíduos

gerados é do produtor, o não cumprimento dos aspectos legais e ambientais pode levá-lo a responder pela lei brasileira de Crimes Ambientais, nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (BRASIL, 1998).

A regulamentação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, também cria dificuldades quanto à disposição de lodo em aterros sanitários, exigindo que neles somente sejam dispostos rejeitos, ou seja, resíduos que não podem ser reutilizados ou reciclados (BRASIL, 2010).

Diante da atual problemática da geração de lodo, envolvendo questões econômicas, legais e ambientais, Wei *et al.* (2003) afirmam que, uma maneira ideal de atenuar tais questões é reduzir a produção de lodo na linha de tratamento ao invés de seu pós-tratamento.

Diferentes tecnologias de minimização da produção de lodo têm sido exploradas nas últimas décadas. Combinadas ao processo biológico, Liu e Tay (2001) apontam que a redução da produção de lodo em sistemas de tratamento pode variar entre 20 e 100%.

A aplicação de ácido fólico (AF) em sistemas de tratamento de esgoto tem sido reportada como uma prática vantajosa, no que diz respeito ao aumento da eficiência do tratamento, no controle do intumescimento filamentosos, bem como, na minimização da produção de lodo em excesso. Os benefícios da aplicação de AF têm sido observados nas mais diferentes escalas de operação e tipos de afluentes, apresentando resultados variáveis, dependendo do sistema avaliado (AKERBOOM *et al.*, 1994; DUBÉ *et al.*, 2002; BERTACCHI, 2005; TORRES, 2005; DAUDT, 2013; ALEXANDRE, 2013).

Diante deste contexto, no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, foi desenvolvido o projeto de pesquisa “Estudos sobre Gerenciamento de Lodos Produzidos na Estação de Tratamento de Esgotos Insular /CASAN”, em parceria com a FAPESC, CASAN e UFSC. Um dos objetivos foi o estudo de alternativas para a minimização da produção de lodo em processo de lodos ativados, analisando sua influência sobre o desempenho do processo de tratamento.

Em escala de bancada, foram realizados estudos preliminares testando-se o uso de produtos e/ou técnicas como: cloração, ultrassom, processo anaeróbio com sedimentação oxidativa (VELHO *et al.*, 2013) e ácido fólico (DAUDT, 2013). Nessa escala, a aplicação de AF mostrou-se eficaz, com uma redução na produção de lodo de 75%, comparada ao reator controle. Estes resultados incentivaram a pesquisa para uma avaliação da aplicação desse produto em escala piloto.

Desta forma, o presente trabalho teve por finalidade aprofundar os conhecimentos relativos à minimização da produção de lodo, de forma combinada ao processo biológico de tratamento, avaliando como alternativa de minimização a aplicação de ácido fólico. A potencialidade do uso de AF no sistema experimental foi baseada não somente na redução do lodo gerado, mas, também, na avaliação da eficiência do sistema de tratamento.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar a aplicação de ácido fólico combinada ao processo de lodo ativado, como alternativa de minimização da produção de lodo em excesso em um sistema piloto de tratamento de efluentes sanitários.

1.1.2 Objetivos Específicos

- ✓ Avaliar o desempenho do processo de tratamento e a qualidade do efluente final, identificando possíveis interferências causadas pela aplicação de ácido fólico no sistema piloto de lodos ativados;
- ✓ Avaliar a produção de lodo no sistema experimental com a aplicação de AF, comparando-a com a etapa controle;
- ✓ Avaliar as características microbiológicas do lodo antes e após a adição de AF.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

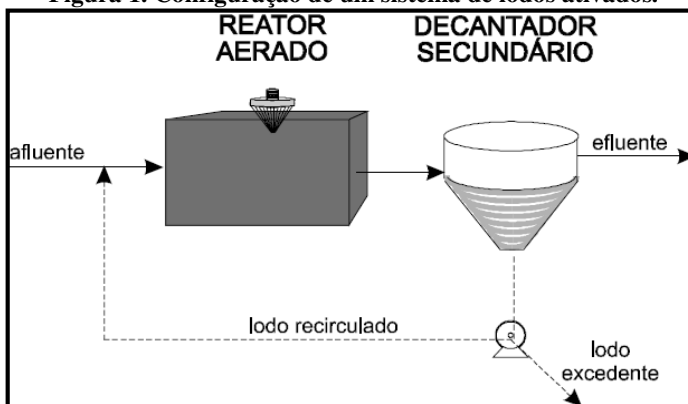
Com o objetivo de melhorar a qualidade dos efluentes, uma vez que as unidades de tratamento existentes, essencialmente anaeróbias, produziam efluentes esteticamente desagradáveis, além da formação de maus-odores, no final do século XIX, a introdução de oxigênio no tanque de tratamento de esgoto passou a ser objeto de investigação de inúmeras pesquisas. Baseados nestes estudos, nos quais os benefícios da aeração no processo de tratamento foram relatados, Ardern e Lockett, em 1914, da Universidade de Manchester, Inglaterra, conduziram um importante experimento em escala real, onde observaram que a introdução da aeração no processo aumentava a velocidade de remoção da matéria orgânica do efluente, bem como atentaram para o importante papel da biomassa no processo de tratamento. Para van Haandel e van der Lubbe (2007), a grande contribuição de Ardern e Lockett foi o fato deles perceberem que parte dos sólidos separados em uma unidade posterior de decantação, ainda ricos em uma biomassa ativa, quando retornados ao reator aeróbio tinham a capacidade de aumentar a eficiência do sistema, levando à denominação do processo de lodos ativados.

Atualmente, este sistema é amplamente utilizado, em nível mundial, para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, em situações em que uma elevada qualidade do efluente é necessária e a disponibilidade de área é limitada (VON SPERLING, 2002).

Desde a sua concepção inicial, novas configurações do processo de lodos ativados surgiram, graças às inovações tecnológicas, ao entendimento dos fundamentos de remoção biológica e a necessidade de reduzir os custos de operação do processo. Dentre as configurações existentes, estes sistemas podem operar em regime de fluxo contínuo, como os processos de lodos ativados convencional e de aeração prolongada e, em regime de fluxo intermitente, assim como os reatores em batelada seqüenciais (RBS).

Quando operado em fluxo contínuo, as principais unidades e etapas do processo de lodos ativados são apresentadas na Figura 1.

Figura 1. Configuração de um sistema de lodos ativados.



Fonte: adaptado de von Sperling (2002).

A operação do processo de lodos ativados envolve, basicamente, as fases de aeração, sedimentação e recirculação.

Na fase de aeração é onde ocorrem os processos bioquímicos de remoção de matéria orgânica, e, em determinadas condições, de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Nesta fase, afluente e biomassa sofrem mistura (licor misto) dentro do tanque de aeração (TA), sendo mantidos sob suspensão devido à agitação promovida pelo sistema de aeração. Esta mistura favorece o crescimento e aglomeração dos organismos para a formação de uma unidade estrutural mais ampla, denominada de floco. A formação dos flocos é a base do processo de lodos ativados. Os flocos são uma estrutura complexa, heterogênea, compostos por um agregado de bactérias e outros microrganismos incorporados a uma matriz polimérica (KLAUSEN *et al.*, 2004; WILÉN *et al.*, 2008). Portanto, a capacidade de floculação da biomassa ativa e a composição dos flocos formados são fatores determinantes para a eficiência do processo.

A etapa seguinte do processo consiste na separação física entre sólido e líquido na unidade de sedimentação ou decantador secundário (DS), gerando um líquido decantado clarificado (efluente final).

Na terceira etapa, os sólidos sedimentados no fundo do DS irão compor o lodo biológico e serão recirculados para o tanque de aeração, aumentando a concentração de sólidos em suspensão no reator. Segundo von Sperling (2002), o lodo acumulado no decantador secundário é constituído, em sua maioria, por bactérias ativas capazes ainda de assimilar a matéria orgânica. Partindo do princípio que quanto maior for

a concentração de biomassa, maior será a utilização de substrato, a recirculação do lodo sedimentado permitirá uma maior eficiência do sistema.

A constante recirculação de sólidos, somada à continuada reprodução e crescimento dos microrganismos, torna necessária a retirada de uma parcela de lodo para a manutenção do equilíbrio do sistema, denominado de lodo excedente. Segundo Metcalf e Eddy (2003), se a concentração de sólidos atingir níveis excessivos, a transferência de oxigênio para as células será dificultada e o decantador secundário ficará sobrecarregado, vindo a deteriorar a qualidade do efluente final.

De acordo com Jordão e Pessoa (2009), a quantidade de lodo a ser descartada é equivalente à produção de biomassa (crescimento bacteriano). A retirada de lodo em excesso do sistema pode ser realizada tanto na linha de recirculação de lodo, quanto diretamente do reator, sendo posteriormente enviado para tratamento final.

Dentre as principais vantagens do processo de lodos ativados, podem-se citar (METCALF e EDDY, 2003):

- Elevada eficiência na remoção de matéria orgânica;
- Possibilidade de remoção de nitrogênio e fósforo;
- Baixos requisitos de área;
- Flexibilidade operacional.

As desvantagens deste processo podem ser resumidas em:

- Elevados custos de operação e manutenção;
- Alto consumo de energia;
- Elevada produção de lodo;
- Dependendo da configuração, necessidade de tratamento completo e disposição final do lodo produzido.

Apesar dos processos de lodos ativados apresentam grande eficiência na remoção de matéria orgânica são, geralmente, pouco expressivos na remoção de nutrientes. Para von Sperling (2002), o sistema de lodos ativados é capaz de produzir resultados satisfatórios quanto a nitrificação, no entanto, este processo permite apenas a conversão de amônia a nitrato, não removendo o nitrogênio do efluente final. A remoção biológica de nitrogênio é alcançada quando estabelecidas condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de

nitratos), por meio da desnitrificação. Portanto, quando a remoção biológica de nutrientes é requerida, são necessárias modificações no processo de tratamento.

Dentre as diversas configurações do processo de lodos ativados destinados à nitrificação e desnitrificação, existem sistemas que realizam estes processos em unidades separadas, utilizando-se de uma fonte de carbono externa (geralmente metanol). No entanto, de acordo com van Haandel e Marais (1999), a complexidade destes sistemas torna altos os custos de construção e operação, não somente pela necessidade da construção de mais reatores, mas pela necessidade de se adicionar uma fonte externa de material orgânico. Desta forma, segundo ainda van Haandel e Marais (1999), os denominados sistemas de reator único, sem fonte externa de carbono têm sido as variantes do processo de lodos ativados mais utilizadas para a remoção biológica de nitrogênio. Nestes sistemas, a desnitrificação é alcançada através da incorporação de zonas anóxicas no reator, destacando-se os sistemas com pré-desnitrificação (remoção de nitrogênio com carbono do esgoto bruto), sistemas com pós-desnitrificação (remoção de nitrogênio com carbono da respiração endógena), processos Bardenpho de quatro estágios, valos de oxidação e reatores de operação intermitente (batelada). De acordo com von Sperling (2002), as principais razões para a realização da nitrificação e desnitrificação no mesmo reator são a economia de oxigênio, economia de alcalinidade e operação do decantador (evita a flotação de lodo).

A nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) também têm sido reportadas em diversos processos de lodos ativados quando as condições de baixa oxigenação são mantidas dentro do tanque de aeração, promovendo a coexistência de zonas aeróbias e anóxicas dentro do próprio reator e/ou no interior do floco, assim como nos trabalhos desenvolvidos por Zhang e Zhou (2007); Thauré *et al.*, (2008); Bueno (2011), entre outros.

Com relação à remoção de fósforo, é essencial a existência de zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento. De acordo com von Sperling (2002), os arranjos mais convenientes utilizados em processos de lodos ativados incluem a remoção conjunta de nitrogênio e fósforo, incluindo os denominados processos Phoredox de 3 estágios, Bardenpho de 5 estágios, *University of Cape Town* (UCT), UCT modificado e os reatores em batelada.

2.1.2 Reatores de Aeração Prolongada

Esta variante do processo de lodos ativados caracteriza-se pelo maior tempo (idade do lodo) em que a biomassa permanece no sistema, da ordem de 18 a 30 dias, justificando a denominação aeração prolongada.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a quantidade de biomassa, o volume do tanque de aeração e o tempo de detenção hidráulica (TDH) são maiores do que no sistema de lodos ativados convencional. Portanto, há menos matéria orgânica por unidade de volume do tanque de aeração e também por unidade de biomassa do reator. A relação A/M na modalidade aeração prolongada segundo von Sperling (2002) varia entre 0,08 e 0,15 $\text{kgDBO}_5.\text{kgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Nestas condições, as bactérias passam a utilizar de forma mais intensa a própria matéria componente de suas células (respiração endógena), promovendo a estabilização do lodo dentro do próprio tanque de aeração e, portanto, dispensando o uso de digestores de lodo. Sendo assim, os sistemas de aeração prolongada usualmente não possuem decantadores primários, para evitar a necessidade de se estabilizar o lodo primário (CHERNICHARO, 2001).

A consequência desta simplificação do sistema é o gasto com energia para aeração, já que o lodo é estabilizado aerobiamente no próprio tanque de aeração. Por outro lado, a reduzida disponibilidade de alimento e a sua praticamente total assimilação fazem com que a aeração prolongada seja a variante de lodos ativados mais eficiente na remoção de DBO (CHERNICHARO 2001; VON SPERLING, 2002).

Além disso, tempos de retenção celular maiores propiciam melhor nitrificação, uma vez que favorecem o crescimento dos organismos autotróficos. Desta forma, os processos de lodos ativados de aeração prolongada são comumente empregados quando a nitrificação é requerida (WOLFF, 2005; BUENO, 2011; ALEXANDRE, 2013).

2.1.3 Parâmetros de Controle Associados à Eficiência do Sistema

Alguns parâmetros exercem forte influência sobre o processo de tratamento, sendo o seu monitoramento e entendimento dos mecanismos de atuação, uma etapa importante para um bom desempenho de reatores de lodos ativados, tais como:

- a) *Idade do lodo (θ_c)*

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a idade do lodo é considerada o parâmetro mais importante do processo de lodos ativados, capaz de influenciar a eficiência do tratamento, o volume do tanque de aeração, a produção de lodo e os requisitos de oxigênio.

Uma idade do lodo reduzida favorece um crescimento bacteriano disperso, ao invés de floculento, enquanto valores elevados deste parâmetro resultam num floco mineralizado, com pequena capacidade de floculação (VON SPERLING, 2002).

Além disso, devido ao crescimento lento das bactérias nitrificantes, o tempo de retenção de sólidos deve ser levado em consideração nos projetos para assegurar a ocorrência da nitrificação (METCALF e EDDY, 2003).

b) Relação alimento/microrganismo (A/M)

A carga de lodo ou relação alimento/microrganismo (A/M) representa a quantidade de alimento disponível por unidade de massa de microrganismo. Sendo assim, para Metcalf e Eddy (2003), uma menor ou maior disponibilidade de alimento pode alterar as características qualitativas dos microrganismos envolvidos no processo de tratamento.

Usualmente em sistemas de lodos ativados convencional e aeração prolongada, a relação A/M assume valores entre 0,3 e 0,8 kg DBO₅. KgSSV⁻¹.d⁻¹ e 0,08 a 0,15 DBO₅.KgSSV⁻¹.d⁻¹, respectivamente, (VON SPERLING, 2002). Chernicharo (2001) apresenta uma relação A/M para lodos ativados convencional entre 0,25 e 0,50 kgDBO.KgSSV⁻¹.d⁻¹

c) Sólidos suspensos no tanque de aeração (SSTA)

A concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração (concentração de sólidos suspensos do licor misto - MLSS) é controlada pela razão entre a quantidade de lodo recirculado e a quantidade de lodo descartado. O controle deste parâmetro é imprescindível, uma vez que uma concentração extremamente alta pode sobrecarregar a unidade de decantação e valores muito reduzidos podem aumentar a relação A/M a níveis que deterioreem a qualidade do efluente final.

d) Oxigênio Dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH) e temperatura

A concentração de oxigênio dissolvido deve estar em concentração suficiente para a oxidação biológica da matéria orgânica. Para esta finalidade, normalmente, a concentração de OD no tanque de aeração é mantida entre 1,5 e 2,0 mg.L⁻¹ (IZQUIERDO, 2006).

Em baixas concentrações de OD, a sedimentabilidade e a qualidade do lodo formado podem ser afetadas pela predominância de bactérias filamentosas, dando origem ao chamado intumescimento do lodo (*bulking sludge*). Estas bactérias apresentam uma área superficial por unidade de volume relativamente elevada, resultando em uma má decantabilidade do lodo e, conseqüentemente, uma maior concentração de sólidos no efluente final.

Além da baixa concentração de OD, Metcalf e Eddy (2003) também apontam uma baixa relação A/M, deficiência de nitrogênio, fósforo e baixo pH como causas prováveis do intumescimento filamentosos.

Com relação aos parâmetros pH e temperatura, estes exercem forte influência sobre os microrganismos envolvidos no tratamento, podendo afetar diretamente os processos de remoção carbonácea e nitrificação. Metcalf e Eddy (2003) destacam que, a temperatura pode afetar diretamente as velocidades das reações biológicas, bem como a solubilidade do oxigênio no meio.

e) Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO)

Possibilita avaliar a atividade biológica no reator aeróbio. A TCO é obtida mediante medição da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do tempo, convencionalmente dada em mgO₂.L⁻¹.min⁻¹ ou mgO₂.L⁻¹.h⁻¹. A obtenção da TCO será explicada na seção metodológica, item 3.3.3.

f) Sedimentabilidade do lodo

Por meio do índice volumétrico de lodo (IVL), as características de sedimentação do lodo podem ser classificadas entre sedimentabilidade ótima e péssima, conforme apresenta VON SPERLING (2002). A metodologia do IVL será apresentada no item 3.3.5 do presente trabalho.

g) Microbiologia do lodo

A avaliação microbiológica do lodo é um importante parâmetro a ser analisado em qualquer sistema biológico de tratamento de efluentes. De acordo com Bento *et al.* (2005), em sistemas de lodos ativados, a composição da microfauna revela tendências do processo, uma vez que será responsável pela depuração da matéria orgânica e estruturação dos flocos.

A comunidade microbiana que compõe os flocos biológicos nos lodos ativados é bastante diversa, formada por organismos decompositores (principalmente bactérias), que são os responsáveis por metabolizar a matéria orgânica dissolvida no esgoto e também pela estruturação dos flocos, e por organismos consumidores (protozoários e pequenos metazoários), que se alimentam das bactérias e outros organismos.

Diversos são os trabalhos referentes à microbiologia de sistema de lodos ativados, como os apresentados por Lacko *et al.* (1998); Canler *et al.* (1999); Klausén *et al.* (2004); Bento *et al.* (2005); Oliveira *et al.* (2009).

2.2 O LODO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Em uma estação de tratamento de esgoto, o volume de lodo gerado é função do tipo de afluente e do sistema de tratamento adotado. O termo lodo tem sido utilizado para designar os subprodutos sólidos do tratamento de esgotos.

O lodo se caracteriza pelo elevado percentual de sólidos voláteis e elevado teor de água (>70-80% em peso), mesmo após desaguamento (FOLADORI *et al.*, 2010). Embora este volume represente aproximadamente 1% do volume total de efluente tratado na estação (ANDREOLI *et al.*, 2001; FOLADORI *et al.*, 2010), o excesso de lodo gerado nestes sistemas acaba convertendo um problema de poluição hídrica em um de poluição residual.

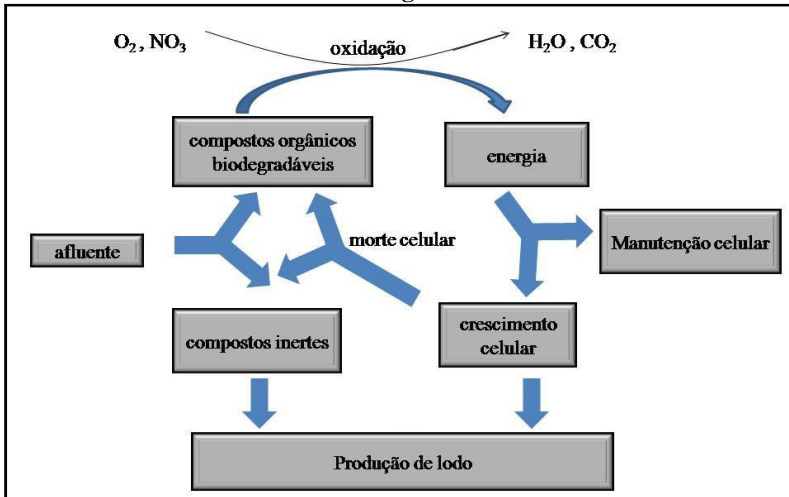
Segundo EPA (1999), nos Estados Unidos, a produção de lodo no ano 2000 foi estimada em 7,1 milhões de toneladas, devendo no ano de 2010 ter alcançado a marca de 8,2 milhões.

No Brasil, a produção média de lodo foi estimada entre 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano, segundo Soares (2004), apesar de somente 30% da população urbana ter seu esgoto devidamente coletado e tratado.

De acordo com Foladori *et al.* (2010), as fontes de lodo nas ETE são a etapa primária de tratamento devido à sedimentação nos decantadores primários; e a etapa secundária de decantação, denominado lodo biológico ou secundário. O lodo biológico é resultado do crescimento e decaimento dos microrganismos, da acumulação de resíduo endógeno e de compostos inertes e refratários presentes no afluente.

Dentre estes, o lodo biológico assume destaque quanto ao potencial de causar impactos ambientais, devido ao maior volume e massa gerados quando comparado aos outros subprodutos (ANDREOLI *et al.*, 2001). Um fluxograma simplificado dos processos que levam ao acúmulo de lodo no tratamento biológico de efluentes é apresentado na Figura 2.

Figura 2. Fluxograma simplificado das fontes de produção de lodo no tratamento biológico de efluentes.



Fonte: Adaptado Foladori *et al.* (2010).

Existe uma proporcionalidade entre a quantidade de novas células formadas e a quantidade de substrato consumido, conhecida como coeficiente de produção celular (Y), usualmente dado em termos de SST ou SSV por DQO ou DBO removida. Em condições aeróbias, Y pode alcançar valores entre 0,60 e 0,70 g SSV. g DBO₅⁻¹ removida, significando que aproximadamente 60 a 70% da matéria orgânica biodegradável oxidada são convertidas em biomassa celular

(FOLADORI *et al.*, 2010). Von Sperling (2002) estima que nos processos de lodos ativados, Y varie entre 0,4 e 0,8 g SSV. g DBO_5^{-1} removida. Comumente, a estimativa da produção de biomassa também é expressa em função do coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}). Segundo Foladori *et al.* (2010), Y baseia-se na condição de que todo o substrato utilizado pela biomassa é empregado no anabolismo, denominado também de crescimento celular “verdadeiro”, enquanto Y_{obs} leva em consideração a premissa que uma parte do substrato utilizado pela biomassa é destinado para a síntese de novas células e uma outra parte é utilizado nas funções de manutenção celular. Sendo assim, Y_{obs} leva em consideração o decaimento endógeno da biomassa bacteriana, conseqüentemente, Y_{obs} será sempre menor do que Y . Para von Sperling (2002), a aplicação de Y e Y_{obs} refere-se à obtenção da produção bruta e produção líquida de sólidos, respectivamente.

Portanto, na etapa biológica de tratamento, a biomassa está em constante crescimento devido à entrada contínua de matéria orgânica afluyente. Caso a biomassa não seja removida, ela tende a se acumular no sistema, podendo eventualmente sair com o efluente final. Desta forma, alguns processos de tratamento requerem o descarte de lodo de maneira contínua ou bastante freqüente, como é o caso dos sistemas de lodos ativados. O lodo biológico descartado é também denominado de lodo excedente (ANDREOLI *et al.*, 2001).

Alguns fatores relacionados às condições operacionais podem influenciar a produção de lodo em processos biológicos de tratamento, destacando-se o decaimento biológico, a relação A/M e a idade do lodo.

Processos de lodos ativados do tipo aeração prolongada apresentam uma menor produção de lodo devido à menor relação A/M, quando comparados ao processo convencional. Em geral, de acordo com Andreoli *et al.* (1999), a produção média de lodo nos processos de aeração prolongada é equivalente a $0,7 - 1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, enquanto o processo convencional é capaz de produzir entre $1,1$ a $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Quando a quantidade de substrato fornecida é bem baixa, prevalece o mecanismo de respiração endógena, característico dos sistemas de aeração prolongada (von Sperling, 2002), e, portanto, uma menor produção de lodo.

Segundo Hernandez (2012), o crescimento celular é inversamente proporcional ao decaimento endógeno e à idade do lodo. O decaimento da biomassa em sistemas de tratamento ocorre constantemente devido à morte e lise celular, à utilização de energia para a manutenção do metabolismo e predação por outros microrganismos. Os efeitos do decaimento endógeno serão mais evidenciados em maiores idades do

lodo (HERNANDEZ, 2012). Para Uan *et al.* (2011), a produção de lodo pode ser controlada regulando-se Θ_c e a relação A/M.

Com relação à composição do lodo biológico, esta pode ser bastante heterogênea, dependendo da qualidade do afluente, das operações e dos processos utilizados no sistema de tratamento, podendo conferir-lhe características indesejáveis. No processo de produção do lodo, junto com as partículas minerais e a matéria orgânica, também precipitam (diretamente ou adsorvidos a partículas maiores) elementos traço com potencial tóxico e diferentes agentes patogênicos como ovos de helmintos, cistos de protozoários e colônias de bactérias (ANDREOLI *et al.*, 1998).

Quanto às características microbiológicas, Bento *et al.* (2005) definiram o lodo biológico como um microssistema complexo composto não só por bactérias, mas, também, por fungos, protozoários e micrometazoários, responsáveis pela depuração da matéria orgânica.

Dentre os elementos traços, Andreoli *et al.* (1998) destacam a presença de metais pesados como Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni), Zinco (Zn), entre outros, os quais têm a sua disponibilidade influenciada por reações como adsorção, complexação, precipitação, oxidação e redução e possuem como principal fonte a contribuição de despejos industriais.

Santos (2003) também relaciona a presença de solventes orgânicos, bifenilos policlorados (PCB) e pesticidas como poluentes orgânicos que compõem o lodo de ETE, cuja preocupação está associada ao potencial de carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade e risco substancial à saúde humana.

Face o exposto, o gerenciamento adequado do lodo, compreendendo as etapas de tratamento e disposição final, torna-se tão importante quanto à remoção de substrato afluente. Este resíduo exige uma destinação final segura em termos de saúde pública e ambientalmente correta, de maneira a não comprometer os benefícios de todo o sistema de coleta e tratamento de esgoto.

Além disso, as atuais alternativas de disposição utilizadas, como aterros sanitários, aplicações na agricultura e incineração tem enfrentado barreiras ambientais devido à criação de leis mais rigorosas, levando o atual modelo de descarte de lodo a tornar-se inapropriado em um futuro próximo.

Diante deste cenário, o custo considerável com o tratamento e disposição final do lodo, aliada às restrições legais vigentes impulsionaram a exploração e desenvolvimento de estratégias para a minimização da produção de lodo (WEI *et al.* 2003, HASSANI *et al.*

2011). Segundo Khursheed e Kazmi (2011), os sistemas de tratamento sustentáveis devem priorizar a redução biológica de lodo e não o seu pós-tratamento com a utilização de processos físico-químicos.

2.3 ESTRATÉGIAS DE MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO.

Quando se pretende minimizar o volume de lodo em estações de tratamento, duas alternativas são possíveis: 1) reduzir a produção por meio de estratégias operacionais combinadas ao processo de tratamento biológico; 2) Reduzir por meio de unidades de pós-tratamento do lodo.

Nas últimas décadas, a problemática envolvida na geração de lodo de ETE, levou ao surgimento de inúmeras alternativas para a redução da produção de lodo durante o processo biológico.

Para se alcançar a redução da produção de lodo, deve-se diminuir o crescimento celular (Y) por métodos diretos ou estimular o metabolismo de manutenção celular para diminuir Y de maneira indireta, podendo ser obtido das seguintes formas: 1) substituindo-se os aceptores de elétrons de alta energia como oxigênio e nitrato ou diminuindo a eficiência destes (tratamento anaeróbio ou mecanismo desacoplador); 2) aumentando a necessidade de manutenção celular, fornecendo menos energia para o crescimento; 3) aumentando a lise e o decaimento da biomassa, onde são liberados para o meio produtos que podem ser reutilizados por outras bactérias; 4) aumentando a biodegradabilidade de materiais orgânicos inertes acumulados (HERNANDEZ, 2012).

Tais mecanismos podem ser encontrados em diferentes estratégias baseadas em métodos físicos, químicos, mecânicos, térmicos e biológicos de minimização (FOLADORI *et al.* 2010). Dentre estes, destacam-se o uso de oxidantes químicos como cloro (SABY *et al.*, 2002, WANG *et al.*, 2011; VELHO *et al.*, 2013), ozônio (O_3) (ALBUQUERQUE, 2008; CHU *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2009) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), a aplicação de ultrassom (LIN *et al.*, 2012; MA *et al.*, 2012; VELHO *et al.*, 2013), processo anaeróbio com sedimentação oxidativa (CHEN *et al.*, 2003; WANG *et al.*, 2008; VELHO *et al.*, 2013), aplicação de ácido fólico (AKERBOOM *et al.*, 1994; DUBÉ *et al.*, 2002; STRUNKHEIDE, 2004; BERTACCHI, 2005; TORRES, 2005; KAMEYAMA, 2007; ALEXANDRE, 2013, DAUDT, 2013), entre outras alternativas.

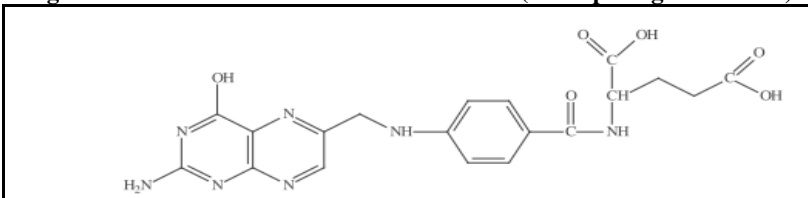
De acordo com Guo *et al.* (2013), a eficiência de uma técnica de minimização é garantida quando, além de reduzir a produção de lodo, mantém a qualidade do efluente final, assegurando a sua conformidade com os padrões de lançamento de efluentes mais restritos. Segundo Liu e Tay (2001), alguns destes processos podem reduzir a produção de lodo em excesso entre 20 e 100%, sem alterar significativamente a qualidade do efluente e a sedimentabilidade do lodo. A escolha da estratégia de minimização a ser aplicada na prática deve ser feita através da análise de custos e avaliação do seu impacto ambiental (WEI *et al.*, 2003).

2.3.1 Aplicação de Ácido Fólico como Estratégia de Minimização da Produção de Lodo.

Nos processos biológicos de tratamento de efluentes, a eficiência do sistema está intimamente relacionada às condições satisfatórias oferecidas aos microrganismos. A ação biológica depende, entre outros fatores, da presença de compostos orgânicos, como vitaminas, para a manutenção de seu metabolismo.

O ácido fólico (ácido pterilglutamânico) (Figura 3), vitamina B9 do complexo B, de fórmula molecular $C_{19}H_{19}N_7O_6$ é uma substância orgânica que consiste em uma base pteridina ligada a uma molécula de ácido p-aminobenzóico e uma de ácido glutâmico (KAMEYAMA, 2007).

Figura 3. Estrutura molecular do ácido fólico (ácido pterilglutamânico).



Fonte: Kameyama (2007).

Diversas pesquisas apontam para a deficiência vitamínica em estações de tratamento, condição que pode prejudicar o desempenho do tratamento, sendo o ácido fólico considerado a vitamina mais ausente nestes sistemas (SENORER, 2001). O ácido fólico possui forte influência na síntese de DNA e proteínas, portanto, um papel fundamental nos processos vitais, de maneira que sua deficiência pode ocasionar disfunções específicas (STRUNKHEIDE, 2004). No entanto,

segundo Mohr (1987) e Bertacchi (2005), a necessidade de ácido fólico é da ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto outras vitaminas necessitam de concentrações maiores.

Os microrganismos que utilizam o ácido fólico como nutriente e fator de crescimento, não o usam diretamente, mas o convertem, através de reações exoenzimáticas, ou seja, no exterior da célula, em ácido tetrahidrofólico ou simplesmente hidrofolato (BERTACCHI, 2005).

Em relação à sua estabilidade química, estudos demonstraram que a exposição à luz, calor e pH são fatores destrutivos para uma solução de ácido fólico (TORRES, 2005). Akhtar *et al.* (1999) recomendam manter o pH em 7,6 para garantir a estabilidade ótima da solução.

Mohr (1987) comenta que há mais de 50 anos essa vitamina foi descoberta como agente de crescimento para bactérias. Este agente possui dois principais mecanismos de ação característicos nos microrganismos: primeiro age como micronutriente em certas bactérias e, em segundo, estimula o crescimento dos microrganismos pela sua ação vitamínica. Uma vez adicionado à água residuária, o ácido fólico interrompe a necessidade do microrganismo de sintetizar esta vitamina, inibindo algumas rotas metabólicas e acelerando outras, de forma a aumentar a capacidade de consumo de outros nutrientes (MOHR, 1987; BERTACCHI, 2005). Adicionado ao tratamento biológico, o ácido fólico tem aumentado a eficiência do tratamento, minimizado a produção de lodo, bem como, agido no controle do intumescimento filamentosos.

Em algumas pesquisas, a aplicação de ácido fólico tem sido realizada à base de Dosfolat®. Este produto comercial, de formulação patenteadada, é vendido em solução aquosa e contém cerca de 30% de ácido fólico, traços de molibdo-pterina, que é um fator complexo essencial nas reações de nitrificação, além de outros compostos. (TORRES, 2005; BIOPRIME, 2012). Segundo Kameyama (2005), Dosfolat® é um produto mais estável e mais solúvel, sendo mais resistente em relação à degradação da luz do que o ácido fólico em sua forma pura.

Na literatura pertinente, o ácido fólico é considerado um bioestimulador do crescimento para os microrganismos. Embora se apresente incoerente, em diversos trabalhos, a aplicação de AF resultou na redução da produção de lodo, assim como nas pesquisas apresentadas por Akerboom *et al.* (2004), Dubé *et al.* (2002) e Bertacchi (2005).

Apesar dos diversos trabalhos publicados, os mecanismos de atuação do ácido fólico sobre os microrganismos que justifiquem a

menor produção de lodo ainda são pouco claros, verificando-se a necessidade de estudos mais aprofundados que elucidem as lacunas ainda existentes sobre o processo de minimização.

Os benefícios da aplicação de AF têm sido observados nas mais diferentes escalas de operação e tipos de afluentes. Akerboom *et al.* (1994) avaliando duas ETE, uma tratando esgoto doméstico e a outra efluente de indústria de papel reciclado e Ostrander (1992) avaliando uma estação municipal de esgoto, aplicando diferentes concentrações de Dosfolat®, entre 0,075 e 2,0 mg.L⁻¹, obtiveram um efluente final mais clarificado, uma significativa redução na quantidade de lodo gerado, uma operação mais estável, bem como uma melhor sedimentabilidade do lodo e menor presença de organismos filamentosos. Além disso, Akerboom *et al.* (1994) relataram economia nos gastos com aditivos químicos como floculante e dióxido de cloro (comumente utilizado para o controle desses microrganismos).

Senörer (2001) avaliou duas estações de tratamento, uma tratando esgoto doméstico (300 m³.d⁻¹) e a outra efluente de indústria de papel e celulose (250 m³.d⁻¹). Com a aplicação de ácido fólico (1,0 mg.L⁻¹) em ambas as estações, o autor relatou melhora na eficiência de tratamento, apresentando um efluente com concentração de DQO abaixo de 60 mg.L⁻¹, somada a uma maior estabilidade de operação.

Dubé *et al.* (2002) avaliando diferentes alternativas para o controle do *bulking* filamentosos, também obtiveram ótimos resultados quando aplicadas soluções de Dosfolat® de 0,1, 0,5 e 2,0 mg.L⁻¹ em um sistema piloto tratando efluente de indústria de papel e tinta. Entre os benefícios relatados, estão a maior remoção de fósforo, redução do IVL, do consumo de oxigênio e da produção de lodo, além do controle do *bulking* filamentosos.

Senörer e Barlas (2004) pesquisaram a ação de Dosfolat® em uma ETE de esgoto doméstico com capacidade máxima de 300 m³.d⁻¹, aplicando o produto a uma concentração de 0,2 mg.L⁻¹ de forma contínua e com intervalo de aplicação entre três e quatro dias. Quando a aplicação foi contínua, os autores relataram elevada eficiência no processo de tratamento, com concentração média de DQO efluente entre 30 e 35 mg.L⁻¹. No entanto, tal estabilidade não foi observada quando Dosfolat® foi aplicado descontinuamente, sendo verificado um maior desvio padrão em termos de DQO efluente, cujos valores variaram entre 70 e 112 mg.L⁻¹.

No Brasil, Conchon (1998) avaliou a eficiência de algumas estações de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados, aplicando

ácido fólico a uma concentração de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Já na primeira quinzena, o autor observou um aumento das bactérias formadoras de flocos, da velocidade de respiração, bem como uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica.

Bertacchi (2005) avaliou dois sistemas piloto do tipo lodos ativados, um utilizado como sistema controle e o outro mantido sob a aplicação de Dosfolat® ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e diferentes idades do lodo, entre 2,4 e 28 dias. Segundo a análise do autor, a aplicação de Dosfolat® não produziu efeito na remoção de matéria orgânica e no processo de nitrificação. No entanto, Bertacchi (2005) observou uma menor produção de lodo (7%) quando θ_c foi igual a 2,4 dias e de 17% quando θ_c foi igual a 28 dias. Apesar de a literatura correlacionar a menor produção celular à maior idade do lodo aplicada, tal hipótese não foi levantada pelo autor.

Para idades do lodo iguais de 25 dias, Torres (2005) operou um sistema piloto de lodos ativados em batelada. Ao aplicar uma concentração de ácido fólico ($2,5 \text{ mg.L}^{-1}$) e Dosfolat® ($1,25 \text{ mg.L}^{-1}$), a autora não observou influência destes compostos na geração de lodo. Além disso, não verificou aumento na eficiência do tratamento frente à aplicação dos dois produtos.

Considerando a influência da idade do lodo sobre a produção de lodo, Alexandre (2013) avaliou um sistema piloto de lodos ativados tratando efluente de refinaria de petróleo, mantendo o reator controle e o reator teste sob idades do lodo iguais e diferentes, aplicando-lhes uma concentração de Dosfolat® de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Corroborando com os resultados obtidos por Torres (2005), quando ambos os reatores operaram com idades do lodo iguais, não foi observada diferença significativa na eficiência do tratamento e na redução do descarte de lodo do sistema. Porém, quando os reatores foram operados com θ_c diferentes, a autora verificou uma redução média no descarte de lodo do reator com a maior idade do lodo.

Daudt (2013) avaliou em escala piloto, a aplicação de diferentes alternativas com vistas à minimização da produção de lodo em um mesmo processo de lodos ativados. Os resultados obtidos nesta pesquisa revelaram que, quando aplicado ácido fólico a uma concentração de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e idade do lodo de 22 dias, a redução na produção de lodo foi de 75%. O Quadro 1 apresenta uma síntese de algumas pesquisas encontradas na literatura, relacionadas à aplicação de ácido fólico em sistemas de tratamento de efluentes.

Quadro 1. Principais considerações sobre os efeitos observados em pesquisas com a aplicação de ácido fólico e Dosfolat®.

Referência	Afluente	Sistema	Produto	Concentração (mg.L ⁻¹)	Resumo dos efeitos observados
Ostrander (1992)	Esgoto doméstico	ETE municipal	Dosfolat®	0,075 0,1 0,2	Maior eficiência na remoção de matéria orgânica, melhor sedimentabilidade, menor IVL, redução de organismos filamentosos e na geração de lodo.
Arkeboom et al. (1994)	Esgoto doméstico e Efluente industrial	ETE municipal e ETE industrial	Ácido fólico	não especificada	Redução no crescimento de bactérias filamentosas e melhora na floculação. Melhor sedimentabilidade e significativa redução na quantidade de lodo gerado.
Conchon (1998)	Esgoto doméstico	ETE municipais	Ácido fólico	0,1	Aumento das bactérias formadoras de flocos, na velocidade de respiração e eficiência na remoção de matéria orgânica.
Senörer (2001)	Esgoto doméstico e Efluente industrial	ETE municipal e ETE industrial	Ácido fólico	1,0 0,2	Maior eficiência na remoção de matéria orgânica; influência na concentração de aplicação do produto, observando perda de eficiência quando a concentração de Dosfolat® foi reduzida.
Senörer e Barlas (2004)	Esgoto doméstico	ETE municipal	Dosfolat®	0,2	Elevada eficiência na remoção de DQO quando a aplicação de Dosfolat® foi contínua.
Dubé et al. (2002)	Efluente industrial	Lodos ativados (escala piloto)	Dosfolat®	0,1 0,5 2,0	Controle do <i>bulking</i> filamentosos, aumento na eficiência de remoção de fósforo, redução do IVL (63%), redução no consumo de oxigênio e na produção de lodo. No entanto, não foi observada maior eficiência em termos de remoção de DQO.

Quadro 1: Principais considerações sobre os efeitos observados em pesquisas com a aplicação de ácido fólico e Dosfolat®

Referência	Afluente	Sistema	Produto	Concentração (mg.L ⁻¹)	Resumo dos efeitos observados
Torres (2005)	Esgoto doméstico	Lodos ativados (escala de bancada)	Ácido fólico e Dosfolat®	2,5 1,25	Não foi observada aumento na eficiência de tratamento, na sedimentabilidade e na geração de lodo. Porém, foi verificado um maior consumo de oxigênio.
Bertacchi (2005)	Esgoto doméstico	Lodos ativados (escala piloto)	Dosfolat®	0,1	Não foi verificada influência do produto sobre a eficiência do sistema e sobre o controle de organismos filamentosos. Porém, foi relatada uma menor geração de lodo, de até 17%.
Alexandre (2013)	Efluente industrial	Lodos ativados (escala piloto)	Dosfolat®	0,1	Não foi observada influência do produto sobre a eficiência do sistema. Foi verificada uma menor produção de lodo (19%) quando uma maior idade do lodo foi aplicada.
Daudt (2013)	Esgoto doméstico	Lodos ativados (escala de bancada)	Ácido fólico	0,2	Foi observada redução na produção de lodo (75%) e na quantidade de SSV (33%).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi instalado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, situado no campus da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O processo de tratamento de lodos ativados combinado à aplicação de ácido fólico era composto pelas principais unidades operacionais:

- Tanque de aeração (TA);
- Decantador secundário (DS);
- Reservatório de ácido fólico (RA).

O tanque de aeração e o reservatório de ácido fólico foram construídos em polietileno reto moldado, com volumes de 2,5 m³ e 1,0 m³, respectivamente. O decantador secundário de 0,25 m³ foi construído em polipropileno. A Figura 4 apresenta a disposição das unidades experimentais.

Figura 4. Disposição do tanque de aeração, decantador secundário e reservatório de ácido fólico.



A alimentação do sistema se dava pela utilização de esgoto sanitário bruto do bairro Pantanal, nas imediações da UFSC. A captação do efluente ocorria por meio de bomba submersível (SCHNEIDER®, modelo BCS-94) instalada em um poço de visita da rede coletora

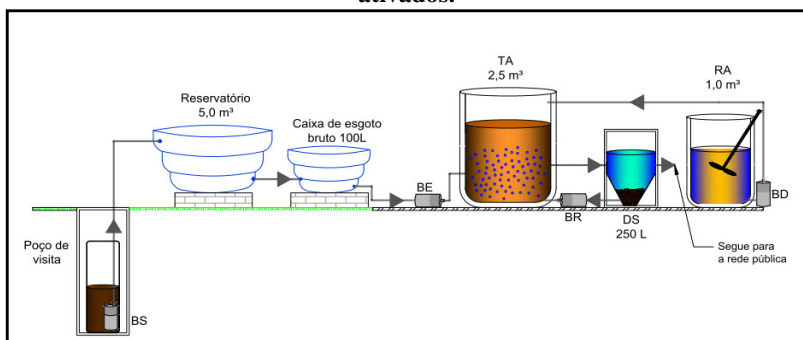
pública da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). O afluente captado era bombeado para um tanque de armazenamento de 5,0 m³, de onde era recirculado (bomba SCHNEIDER®, modelo BC-98) a cada 25 minutos para o poço de visita durante cinco minutos, de maneira a alimentar o sistema sempre com esgoto fresco.

Do tanque de armazenamento, o esgoto seguia para uma caixa de esgoto bruto (100L) de onde era bombeado em fluxo contínuo (Jacuzzi®, 3A-T) para o tanque de aeração. Para o fornecimento de ar ao TA, utilizou-se, em um primeiro momento, um compressor de ar (SHULZ®, modelo CSL – 20/200). Devido a problemas mecânicos, substituiu-se este equipamento por um soprador de ar (Thomas® LP-100H), que distribuía a aeração por meio de quatro difusores circulares instalados no fundo do tanque de aeração. A escolha desse sistema de aeração foi devido ao fato de que esses difusores permitem a obtenção de bolhas finas e apresentam uma elevada eficiência de transferência de oxigênio, proporcionando um maior contato superficial das bolhas de ar com o meio líquido (JORDÃO; PESSÔA, 2005). O controle da vazão de ar era realizado manualmente, através de um rotâmetro.

Do tanque de aeração, o licor misto formado seguia por gravidade para o decantador secundário para a sedimentação dos flocos e saída do efluente final, já clarificado. A biomassa sedimentada no DS era constantemente recirculada para o TA (NETZSCH/NEMO®, modelo NM®015BY01L06B). O descarte de lodo excedente foi realizado manualmente, na linha de recirculação do lodo.

A Figura 5 apresenta as principais unidades e equipamentos que compuseram o sistema piloto.

Figura 5. Aplicação de ácido fólico combinada ao sistema piloto de lodos ativados.



Legenda: BS – bomba submersível; BE – bomba de esgoto bruto; BR – bomba de recirculação de lodo; BD – bomba dosadora de ácido fólico.

A solução de ácido fólico era preparada dentro do RA com o produto em grau analítico (substância pura) e água da rede de abastecimento, homogeneizada por meio de um agitador mecânico presente no interior do reservatório e então, bombeada (EMEC, modelo CMSCO0260PP-50) para a aplicação contínua no tanque de aeração.

3.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA

O sistema experimental por lodos ativados foi operado em fluxo contínuo, totalizando 267 dias de operação. O monitoramento do sistema foi dividido em duas fases, Fase A e Fase B. A Fase A teve duração de 66 dias e correspondeu à etapa controle do processo de lodos ativados. A fase seguinte, Fase B, com duração de 127 dias, correspondeu à operação do sistema combinada à aplicação de ácido fólico no tanque de aeração, sendo subdividida em fase teste 1 e fase teste 2, conforme apresenta a Tabela 1

Vale ressaltar que, devido à necessidade de correções e manutenção do sistema experimental, em determinados períodos, apenas o monitoramento *in loco* por parâmetros como OD, pH e temperatura foi realizado, não sendo contabilizados nas respectivas fases, porém, incluídos no tempo total de operação.

Tabela 1. Metodologia de operação das Fases A e B.

	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
Duração (dias)	66	71	56
Metodologia	Operação convencional	Aplicação de ácido fólico	Aplicação de ácido fólico

3.2.1 Fase A

A Fase A teve por objetivo avaliar a operação do sistema de lodos ativados, sem aplicação de nenhuma estratégia para a minimização da produção de lodo, ou seja, as unidades principais de operação eram formadas pelo conjunto TA e DS. Esta fase, utilizada como fase controle, iniciou-se em maio/13 e teve término em julho/13, totalizando 66 dias de operação.

A partida do sistema foi dada introduzindo-se um inóculo de 2,0 m³ de lodo fresco obtido de um sistema de lodos ativados de um condomínio de Florianópolis/SC. O lodo de inóculo apresentou uma concentração de SST de 5,0 g.L⁻¹ e um índice volumétrico de lodo (IVL) de 260 mL.g⁻¹.

Uma síntese das condições operacionais que caracterizaram a Fase A são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Condições operacionais que caracterizaram a Fase A.

Condições operacionais	Tanque de aeração	Decantador secundário
Vazão afluyente (m ³ .d ⁻¹)	2,1	2,1
Vazão de recirculação de lodo (m ³ .d ⁻¹)	2,9	2,9
Vazão de descarte de lodo (L/d)	-	30,0
Vazão de ar (L.min ⁻¹)	1,5	-
Θ _c (d)	28,0	-
TDH (h)	24,7	2,8

3.2.2 Fase B

O principal objetivo da Fase B foi avaliar a aplicação de ácido fólico no sistema de tratamento, sendo subdividida em duas fases de operação, fase teste 1 e fase teste 2. A fase teste 1 compreendeu o período entre setembro a novembro de 2013 (71 dias), enquanto a fase teste 2 ocorreu entre janeiro e fevereiro de 2014 (56 dias).

Basicamente, as mesmas características operacionais foram mantidas nas duas fases teste, sendo diferenciadas apenas pela nova condição de inóculo realizada na fase teste 2. Ou seja, a transição entre a Fase A e a Fase B-teste 1 ocorreu de forma contínua, embora, o sistema foi monitorado apenas *in loco* (Figura 6), enquanto que, a fase teste 2 foi iniciada a partir de um novo inóculo de lodo (1,0 m³). Portanto, o objetivo principal da fase teste 1 foi avaliar a aplicação de ácido fólico como estratégia operacional para minimização da produção de lodo, operando o sistema de forma contínua, enquanto a fase teste 2 teve por objetivo analisar o comportamento do sistema piloto frente à aplicação de ácido fólico após uma nova partida do sistema. O lodo de inóculo na

fase teste 2 apresentou uma concentração de SST de $4,5 \text{ g.L}^{-1}$ e um IVL de 210 mL.g^{-1} .

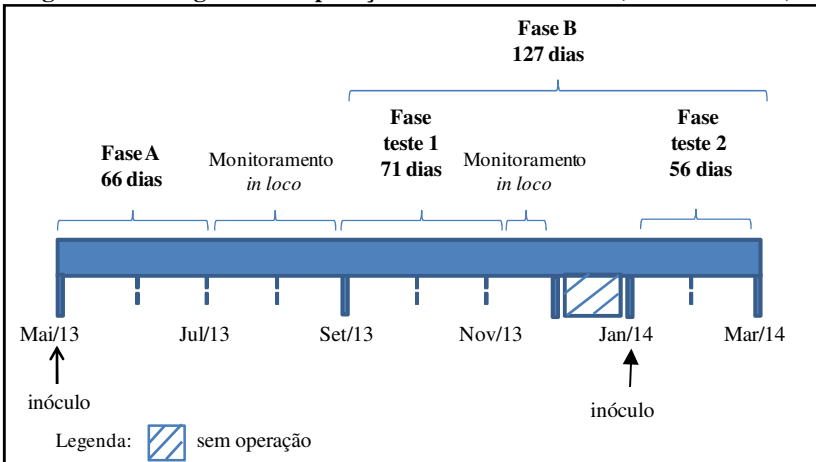
A principal diferença da Fase B em relação à Fase A foi a inserção do reservatório de ácido fólico (RA) na linha de tratamento, sendo o sistema composto, principalmente, pelo conjunto TA+DS+RA.

A solução de ácido fólico, cuja concentração dentro do RA era de $3,1 \text{ mg.L}^{-1}$ foi dosada diretamente dentro do TA, a uma vazão média contínua de 200 L.d^{-1} , resultando em uma concentração de mistura média dentro do reator de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ em ambas fases teste.

Nas duas fases teste, houve a necessidade de injeção de ar no tanque de aeração a uma vazão média de $2,5 \text{ L. min}^{-1}$, maior que na Fase A, de maneira a manter as condições de aeração adequadas para o sistema de tratamento.

A Figura 6 apresenta o cronograma de operação da Fase A e Fase B (teste 1 e teste 2).

Figura 6. Cronograma de operação da Fase A e Fase B (teste 1 e teste 2).



Uma síntese das condições e características operacionais aplicadas na Fase B-teste 1 e Fase B-teste 2 são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Condições operacionais que caracterizaram a Fase B.

Condições operacionais	Tanque de aeração		Decantador secundário	
	teste 1	teste2	teste 1	teste2
Vazão afluente ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	2,8	2,7	2,8	2,7
Vazão de recirculação de lodo ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	2,9	2,9	2,9	2,9
Vazão de descarte de lodo ($\text{L}.\text{d}^{-1}$)	-	-	10,0	20,0
Vazão de ar ($\text{L}.\text{min}^{-1}$)	2,5	2,5	-	-
Vazão de ácido fólico ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	0,2	0,2	-	-
Ácido Fólico (RA) ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	3,1	3,1	-	-
Ácido fólico (TA) ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	0,3	0,3	-	-
Θ_c (d)	22,0	24,0	-	-
TDH (h)	18,8	19,7	1,1	2,2

3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

3.3.1 Análises Físico-Químicas

A fim de avaliar o desempenho do sistema experimental, foram coletadas, duas vezes por semana, amostras do efluente bruto (EB), do licor misto do tanque de aeração (TA), da linha de recirculação de lodo (DS) e do efluente final (SA).

Após armazenadas em frascos apropriados, as amostras eram encaminhadas para o Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) para realização das análises físico-químicas. A exceção foram as variáveis oxigênio dissolvido, pH e temperatura, as quais foram medidas *in loco*.

Além destas, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com o microcrustáceo aquático *Daphnia magna*, considerando que a análise ecotoxicológica é uma ferramenta auxiliar na avaliação de risco que uma dada substância pode apresentar sobre os sistemas biológicos.

As metodologias e frequências das análises realizadas nas Fases A e B estão descritas no Quadro 2.

Quadro 2. Análises físico-químicas, respectivas metodologias e frequência aplicada.

Análise	Metodologia	Frequência
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)	2 a 3x/semana
Demanda Química de Oxigênio (DQOt) (mg.L^{-1})	Digestão em refluxo fechado. Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.	2x/semana
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) (mg.L^{-1})	Manométrico com digestão de 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BOD-TRACK.	2x/semana
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg.L^{-1})	Método gravimétrico em membrana de fibra de vidro ($0,47\mu\text{m}$). Secagem a 105°C	2x/semana
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (mg.L^{-1})	Método gravimétrico em membrana de fibra de vidro ($0,47\mu\text{m}$). Secagem a 550°C	2x/semana
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (mg.L^{-1})	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H_2SO_4), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H_2SO_4 0,02N.	2x/semana
Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+) (mg.L^{-1})	Destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H_2SO_4 0,02N.	2x/semana
Nitrito (N-NO_2^-) (mg.L^{-1})	Cromatografia iônica DIONEX DX 120	2x/semana

Quadro 2. Análises físico-químicas, respectivas metodologias e frequência aplicada.

Nitrato (N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	Cromatografia iônica DIONEX DX 120	2x/semana
Fosfato (P-PO ₄ ⁻) (mg.L ⁻¹)	Cromatografia iônica DIONEX DX 120	1x/semana
Fósforo Total (Pt) (mg.L ⁻¹)	Método colorimétrico do Vanadomolibdato. Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000	1x/semana
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Índice de Mohlmam	2x/semana
Polissacarídeos (PS) (mg.L ⁻¹)	Método de Dubois <i>et al.</i> (1956)	2x/semana
Proteínas (PT) (mg.L ⁻¹)	Método de Lowry <i>et al.</i> (1951)	2x/semana
Testes Toxicológicos	Toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i> (NBR 12.713/04)	2x/mês

Estas análises foram realizadas seguindo as metodologias recomendadas pelo *Standard Methods* (APHA, 2005).

3.3.2 Análise Microbiológica

A análise qualitativa da microfauna presente no licor misto do tanque de aeração foi realizada duas vezes por mês, por meio de microscopia óptica (microscópio óptico Olympus BX-40).

Para a identificação dos organismos componentes da biomassa no TA, foram utilizadas as seguintes literaturas: “Microbiologia de lodos ativados” (VAZOLLER, 1989), “Aide au diagnostic des stations d’épuration par l’observation microscopique des boues actives” (CANLER *et al.*, 1999) e “Caracterização da microfauna em ETE do tipo lodos ativados” (BENTO *et al.*, 2005).

As análises microscópicas eram imediatamente examinadas logo após a coleta, de maneira a preservar as características das amostras, não sendo utilizados conservantes químicos.

A identificação dos microrganismos bacterianos presentes na biomassa foi realizada pela análise microbiológica FISH (hibridização fluorescente *in situ*), segundo metodologia descrita por Amann (1995). As sondas utilizadas na identificação dos microrganismos são apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3. Descrição das sondas utilizadas na detecção dos grupos de microrganismos presentes no tanque de aeração pela técnica de FISH.

Sonda	Especificidade	Sequência
EUB mix (I+II+III)	Todas Eubactérias	I-GCTGCCTCCCGTAGGAGT II-CAGCCACCCGTAGGTGT III-CTGCCACCCGTAGGTGT
NSO 190	(Betaproteobacterias oxidadoras de amônia)	CGATCCCCTGCTTTTCTCC
PAE 997	<i>Pseudomonas</i> spp	TCTGGAAAGTTCTCAGCA
PAO 651	Maioria dos membros <i>Candidatus</i> <i>Accumulibacter</i>	CCCTCTGCCAAACTCCAG
PAO 846	Maioria dos membros <i>Candidatus</i> <i>Accumulibacter</i>	GTTAGCTACGGCACTAAAAGG

As amostras do licor misto foram coletadas duas vezes por mês, sendo as análises microscópicas realizadas no Laboratório Multiusuários de Estudos em Biologia, da UFSC.

Para a obtenção de uma estimativa da abundância de células hibridizadas nas amostras, foi utilizado um sistema subjetivo de análises, enquadrando a biomassa hibridizada em cinco categorias, conforme Tabela 4.

Tabela 4. Categorias quantitativas da biomassa hibridizada.

Categoria	Descrição
Nenhuma	0% DAPI
Raras	Até 5% DAPI
Poucas	5-30 % DAPI
Algumas	30-60 % DAPI
Muitas	60-100% DAPI

3.3.3 Respirometria: Determinação da velocidade de consumo de oxigênio (TCO) e repartição da biomassa ativa

A análise da velocidade de consumo de oxigênio foi realizada de acordo com Ochoa *et al.* (2002) e utilizando a metodologia adaptada por Wolff *et al.* (2003), a fim de caracterizar a atividade da biomassa presente no tanque de aeração e determinar a velocidade específica de respiração celular.

Amostras do licor misto do tanque de aeração foram analisadas mensalmente, deixando-as previamente sob aeração (24 horas) a fim de garantir a remoção completa de substrato que pudesse estar absorvido ou adsorvido no lodo. Juntamente com o início do ensaio, era medido o pH (devendo ser mantido entre 7,0 e 7,5) e retirada uma alíquota da amostra para determinação dos sólidos suspensos voláteis.

O consumo de oxigênio foi obtido por meio da utilização de um aparato experimental, composto por um erlenmeyer, uma bomba difusora de oxigênio (bomba de aquário), uma sonda multiparâmetros (modelo YSI 556), um pHmetro e um agitador magnético.

Resumidamente, o procedimento de ensaio seguiu as seguintes etapas, a fim de determinar a velocidade de respiração endógena

(TCO_{end}), da respiração nitrificante (TCO_{AUT}) e heterotrófica (TCO_{HET}) e a repartição da biomassa ativa.

- Após medido o pH, a amostra foi colocada dentro do erlenmeyer, introduzida a sonda multiparâmetro, a qual determinava a cada cinco segundos a concentração de OD. A amostra era mantida sob leve agitação para garantir que a biomassa não sedimentasse;
- Quando atingida a saturação, a aeração era desligada até a concentração de oxigênio reduzir, aproximadamente, 2,0 mg.L⁻¹. Depois, a aeração era novamente iniciada até atingir a saturação, onde após um novo decréscimo de OD, outra medida era realizada;
- A velocidade de consumo de oxigênio era então obtida através da inclinação da reta de melhor ajuste (regressão linear), formada pelos valores de OD (mg L⁻¹) plotados em função do tempo (h).

Este procedimento foi idêntico para as três condições de respiração. No entanto, para a etapa de respiração nitrificante, um pulso de 50 mg.L⁻¹ de substrato específico para as bactérias autotróficas (NH₄Cl) era adicionado quando atingida a saturação de OD. Para a respiração exógena, foi utilizado um pulso de 30 mg L⁻¹ de ATU (*Allylthiourea*) para inibição das nitrificantes e 100 mg L⁻¹ de substrato para as bactérias heterotróficas (glicose).

Cada etapa foi repetida três vezes, obtendo-se a TCO de cada respiração aplicando-se a média aritmética dos resultados. Os pulsos de NH₄Cl, ATU e glicose foram somente adicionados na primeira série de cada TCO_{AUT} e TCO_{HET}, respectivamente.

A velocidade específica de respiração celular (TCO_E) foi obtida a partir da Equação 1 (SCHMIDELL, 2001).

$$TCO_E = \frac{TCO}{X} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

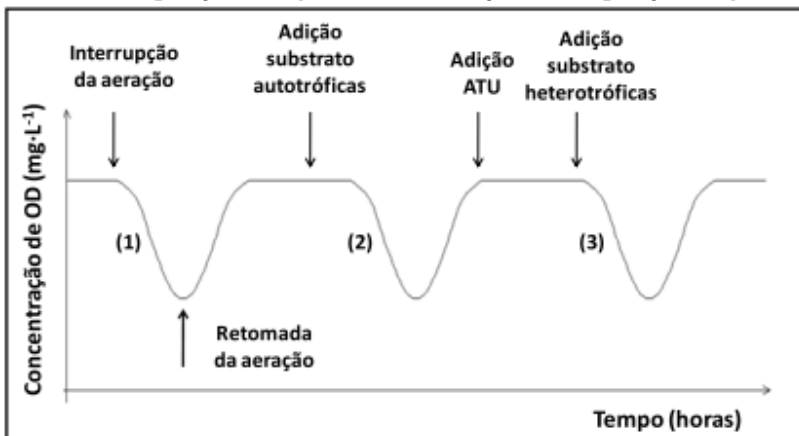
TCO_E é a velocidade específica de respiração (gO₂.gSSV⁻¹.h⁻¹);

X é a concentração celular (gSSV.m⁻³) e;

TCO é a velocidade de consumo de O₂ (gO₂.m⁻³.h⁻¹).

A Figura 7 apresenta uma representação do procedimento respirométrico utilizado para obter a TCO da biomassa ativa.

Figura 7. Representação do procedimento respirométrico utilizado para obter a velocidade de consumo de oxigênio e a repartição da biomassa ativa: (1) respiração endógena; (2) nitrificação; (3) respiração exógena.



Fonte: Wagner (2011)

A biomassa ativa autotrófica (X_A) e a biomassa ativa heterotrófica (X_H) foram calculadas de acordo com o ASM1 – *Activated Sludge Model* n.1 (HENZE *et al.*, 1987), utilizando-se as Equações 2 e 3, respectivamente.

$$X_A = \frac{1}{\mu_{Amax}} \frac{Y_A}{4,57 - Y_A} TCO_{Amax} \quad \text{Equação 2}$$

$$X_H = \frac{1}{\mu_{Hmax}} \frac{Y_H}{1 - Y_H} TCO_{Hmax} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

X_H : concentração de biomassa heterotrófica (mgDQO.L⁻¹);

X_A : concentração de biomassa autotrófica (mgDQO.L⁻¹);

μ_{Hmax} : taxa de crescimento heterotrófico (d⁻¹);

μ_{Amax} : taxa de crescimento autotrófico (d⁻¹);

Y_H : taxa de conversão heterotrófica (gDQO.g⁻¹ DQO oxidado);

Y_A : taxa de conversão autotrófica (gDQO.g⁻¹ N oxidado);

$(\text{TCO})_{\text{Hmax}}$: velocidade de consumo de oxigênio da biomassa heterotrófica ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

$(\text{TCO})_{\text{Amax}}$: velocidade de consumo de oxigênio da biomassa autotrófica ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

Os parâmetros estequiométricos (Y_A e Y_H) e cinéticos (μ_{Amax} e μ_{Hmax}) utilizados para o cálculo foram obtidos na literatura (HENZE *et al.*, 1987), sendo:

$Y_H = 0,67 \text{ g DQO} \cdot \text{g}^{-1} \text{DQO oxidado}$;

$Y_A = 0,24 \text{ g DQO} \cdot \text{g}^{-1} \text{N oxidado}$;

$\mu_H = 6 \text{ d}^{-1}$ a 20°C (fator de correção da temperatura = 1,103);

$\mu_A = 0,75 \text{ d}^{-1}$ a 20°C (fator de correção da temperatura = 1,072).

3.3.4 Coeficiente de Produção Celular Observado (Y_{obs})

O coeficiente de produção celular observado, obtido pela razão entre os sólidos gerados acumulados e o substrato consumido acumulado, foi calculado utilizando a metodologia adaptada de Chon *et al.* (2011), segundo as Equações 4, 5 e 6.

$$Y_{\text{obs}} = \frac{\text{SGA}}{\text{SCA}} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

Y_{obs} = coeficiente de produção celular observado ($\text{gSST} \cdot \text{g DQO}^{-1}_{\text{removida}}$).

SGA = sólidos gerados acumulados (gSST)

SCA = substrato consumido acumulado ($\text{gDQO}_{\text{removida}}$).

Sendo SGA e SCA obtidos de acordo com as equações:

$$\text{SGA} = \Delta X_{\text{TA}} \cdot V_{\text{TA}} + \Sigma (X_{\text{DES}} \cdot Q_{\text{DES}} + X_{\text{SA}} \cdot Q_{\text{SA}}) \quad \text{Equação 5}$$

$$\text{SCA} = \Sigma (S_0 \cdot Q_{\text{EB}} - S \cdot Q_{\text{SA}}) \cdot \Delta t \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

ΔX_{TA} = variação na concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração entre duas análises consecutivas ($\text{g SST} \cdot \text{m}^{-3}$);

V_{TA} = volume do tanque de aeração (m^3);

X_{DES} = concentração de sólidos suspensos totais no descarte de lodo ($g\ SST.m^{-3}$);

Q_{DES} = vazão de descarte de lodo ($m^3.d^{-1}$);

X_{SA} = concentração de sólidos suspensos totais no efluente final ($gSST.m^{-3}$);

Q_{SA} = vazão efluente ($m^3.d^{-1}$);

S_o = concentração de substrato afluente ($gDQO.m^{-3}$);

Q_{EB} = vazão afluente ($m^3.d^{-1}$);

S = concentração de substrato efluente ($gDQO.m^{-3}$);

Δt = variação do tempo entre duas análises consecutivas (d).

3.3.5 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

A interpretação dos resultados de IVL foi feita de acordo com as faixas de sedimentabilidade sugeridas por von Sperling (2002), como mostrado na Tabela 5.

Tabela 5. Classificação da sedimentabilidade de acordo com o IVL.

IVL ($mL.g^{-1}$)	Sedimentabilidade
0 a 50	Ótima
50 a 100	Boa
100 a 200	Média
200 a 300	Ruim
> 300	Péssima

Fonte: von Sperling (2002).

Sendo o IVL determinado utilizando-se a Equação 7.

$$IVL = \frac{VL_{30}}{SST}$$

Equação 7

Onde:

IVL = Índice volumétrico de lodo ($mL.g^{-1}$);

VL_{30} = Volume de lodo medido após 30 minutos de sedimentação em proveta graduada de 1000 mL ($mL.L^{-1}$);

SST = Sólidos suspensos totais do tanque de aeração (g.L^{-1}).

3.3.6 Idade do Lodo (Θ_c)

O método utilizado para o cálculo da idade do lodo foi adaptado de Chon *et al.* (2011), representando a razão entre a massa total de sólidos dentro do sistema e a carga de sólidos que sai do sistema.

Para tal, foram assumidas algumas hipóteses simplificadoras, conforme apresenta von Sperling (2002):

- a) As reações bioquímicas ocorrem apenas dentro do reator;
- b) A biomassa é assumida como estando presente apenas no reator;
- c) A operação se processa segundo o estado estacionário.

Sendo assim, a idade do lodo pode ser obtida por meio da Equação 8.

$$\Theta_c = \frac{X_{TA} \cdot V_{TA}}{(X_{DES} \cdot Q_{DES} + X_{SA} \cdot Q_{SA})} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

X_{TA} = concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração (g SST.m^{-3});

V_{TA} = volume do tanque de aeração (m^3);

X_{DES} = concentração de sólidos suspensos totais presente na vazão de descarte de lodo (g SST.m^{-3});

Q_{DES} = vazão de descarte de lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);

X_{SA} = concentração de sólidos suspensos totais presente no efluente final (g SST.m^{-3});

Q_{SA} = vazão efluente ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$).

Vale lembrar que, a idade do lodo foi mantida dentro da faixa estabelecida para operação de lodos ativados de aeração prolongada (18 a 30 dias), regulando-se a vazão diária de descarte de lodo (Q_{DES}).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA E DESEMPENHO DO PROCESSO DE TRATAMENTO

A fim de avaliar o desempenho do processo de tratamento frente à aplicação de ácido fólico, nos itens subsequentes são apresentados os resultados analíticos dos parâmetros físico-químicos obtidos durante a Fase A e Fase B. Na Fase A, o sistema piloto de lodos ativados foi operado apenas na modalidade aeração prolongada, enquanto na Fase B (teste 1 e teste 2) a aplicação de ácido fólico foi combinada ao processo de tratamento.

As características do afluente (esgoto bruto) em termos de Demanda Química de Oxigênio total (DQOt), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺) e Fósforo Total (Pt), nas Fases A e B são apresentadas na Tabela 6.

O aumento da carga afluente registrada na Fase B deveu-se às características variáveis do esgoto bruto, pela interferência pluviométrica, já que o poço de captação não tinha uma perfeita vedação e pelas dificuldades operacionais, principalmente, pelo acúmulo de sólidos na caixa de esgoto bruto.

Tabela 6. Características do esgoto bruto durante as Fases A e B (valor ± desvio padrão; N= número de amostragens)

Variáveis	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
pH	7,2 ± 0,1	6,9 ± 0,6	7,4 ± 0,4
N	10	15	8
DQOt (mg.L ⁻¹)	455 ± 211	882 ± 679	421 ± 181
N	15	19	11
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	60 ± 9	63 ± 28	50 ± 15
N	12	19	5
Pt (mg.L ⁻¹)	7 ± 1	6 ± 2	6 ± 3
N	11	6	5

4.1.1 Comportamento do OD, pH e temperatura

Os resultados do monitoramento das variáveis medidas *in loco*, no tanque de aeração, nas Fases A e B, estão apresentados da Tabela 7.

Tabela 7. Resultados obtidos para OD, pH e temperatura medidos no tanque de aeração, ao longo das Fases A e B.

Variáveis	Fase A	Fase B		
		teste 1 (T1)	teste 2 (T2)	
OD (mg.L ⁻¹)	Média	2,2	1,2	2,8
	Máximo	5,9	6,6	6,1
	Mínimo	0,1	0,2	0,4
	DP	1,9	1,5	1,7
	N	21	22	27
pH	Média	6,4	6,0	7,4
	Máximo	7,6	7,9	9,2
	Mínimo	4,0	3,6	6,3
	DP	1,0	1,2	0,7
	N	21	17	27
Temperatura (°C)	Média	20,2	21,0	29,4
	Máximo	23,5	23,5	31,4
	Mínimo	16,1	16,5	26,0
	DP	1,8	2,0	1,8
	N	21	22	14

DP: Desvio padrão; N: Número de amostragens

Devido a alguns problemas operacionais, como quebra do compressor de ar e rompimento da mangueira de aeração, a manutenção de OD a uma concentração adequada dentro do tanque de aeração foi prejudicada. Estes problemas foram responsáveis pelos valores extremamente baixos registrados em determinados períodos do monitoramento.

Na Fase B-teste 1, o valor médio de OD obtido ficou um pouco abaixo do recomendado, 2,0 mg.L⁻¹, para a oxidação da matéria orgânica carbonácea, de acordo com Metcalf e Eddy (2003). No entanto, segundo os autores, para valores acima de 0,5 mg.L⁻¹ já se tem ocorrência de reações de degradação.

Quanto à concentração de OD para a nitrificação, EPA (2003) afirma que esta pode ser limitada a valores entre 0,5 a 2,5 mg.L⁻¹, tanto em sistemas de crescimento disperso quanto de biomassa fixa. Sendo assim, apenas a concentração média obtida na Fase B-teste 2 apresentou-se um pouco acima dos valores recomendados. Para a desnitrificação biológica, van Haandel e Marais, (1999), afirmam que concentrações de OD acima de 0,2 e 0,5 mg.L⁻¹, reduzem

consideravelmente a taxa de desnitrificação. Para Jordão e Pessôa (2005), a concentração de OD máxima admitida é de 0,1 mg.L⁻¹. Os valores médios de OD nas Fases A e B se apresentaram acima da faixa recomendada por van Haandel e Marais (1999) e Jordão e Pessôa (2005).

No entanto, a concentração de oxigênio medida no interior do reator pode não representar a real concentração de oxigênio dentro dos flocos. De acordo com Metcalf e Eddy (2003) e Ju *et al.* (2007), as condições de mistura e distância do ponto de aeração podem favorecer a estratificação de OD no interior do reator. Esta condição pode ainda dificultar a difusão de oxigênio para o interior do floco, permitindo a criação de uma zona aeróbia mais externa e uma zona anaeróbia ou anóxica mais interna, favorecendo a desnitrificação biológica.

Pode-se notar que houve uma pequena variação do pH nas Fases A e B, sendo o menor valor (6,0) e maior (7,4) registrados na Fase B-teste 1 e teste 2, respectivamente. Esses valores estão dentro do recomendado para a oxidação da matéria orgânica carbonácea, entre 6 e 9, segundo Metcalf e Eddy (2003) e Jordão e Pessôa (2005). No entanto, estão abaixo dos valores recomendados para a nitrificação, segundo EPA (2003), os quais determinam que o pH ótimo para as bactérias nitrificantes deve-se situar-se entre 7,5 e 8,5, onde valores menores do que 6,0 tendem a cessar a processo de nitrificação.

Para a ocorrência do processo de desnitrificação, van Haandel e Marais (1999) e Gerardi (2012) afirmam que o pH ótimo deve ser mantido entre 7,0 e 7,5. Enquanto que para Surampalli *et al.* (1997) e Jordão e Pessôa (2005), o pH ótimo para a desnitrificação encontra-se entre 6,5 e 8,0. As médias de pH obtidas na Fase A e Fase B-teste 1 estão abaixo dos valores determinados por van Haandel e Marais (1999) e Gerardi (2012).

As temperaturas médias situaram-se entre 16 e 31°C. Considerando as variações sazonais de temperatura, os menores valores foram registrados na Fase A e os maiores, na Fase B-teste 2. Para Metcalf e Eddy (2003) e Jordão e Pessôa (2005), a oxidação do material orgânico se processa a uma temperatura ótima entre 25° a 35 °C. Em relação à nitrificação, os valores médios apresentaram-se abaixo da faixa determinada por Gerardi (2012). Segundo este autor, de todos os parâmetros operacionais, a temperatura é o que mais possui influência sobre o crescimento das bactérias nitrificantes. Para Gerardi (2012), a faixa de temperatura ótima para o processo situa-se entre 28 e 32 °C, sendo a temperatura de 30 °C considerada ideal para a nitrificação.

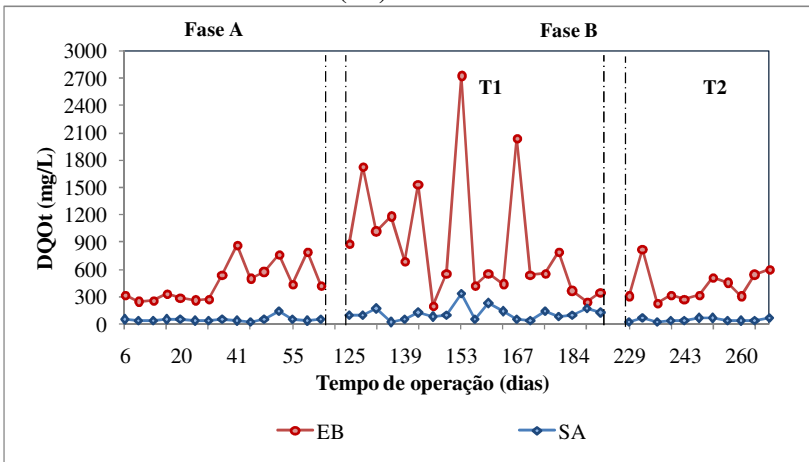
4.1.2 Demanda Química de Oxigênio

Os resultados analíticos obtidos para a avaliação do processo de lodos ativados quanto à remoção de matéria carbonácea, em termos de DQOt, DQOs e DBO₅ estão apresentados na Tabela 8.

As maiores variações na concentração afluente foram observadas na Fase B-teste 1, quando o esgoto bruto chegou a alcançar valores acima de 2700 mg.L⁻¹. Na Fase A e Fase B-teste 2, a concentração de DQOt afluente não ultrapassou 900 mg.L⁻¹. Além disso, quando analisadas as concentrações afluente e efluente obtidas na Fase A e Fase B-teste 2, pôde-se observar que as duas fases apresentaram comportamento muito parecidos, com médias e desvios padrão próximos, diferentemente da Fase B-teste 1.

Na Figura 8 tem-se a variação temporal da concentração afluente (esgoto bruto) e efluente (saída) de DQOt, durante as Fases A e B.

Figura 8. Série temporal das concentrações de DQOt no afluente (EB) e efluente (SA) nas Fases A e B.



Durante os 27 primeiros dias de operação, a concentração de DQOt afluente foi mantida praticamente constante. A partir de então observou-se grande variação da concentração afluente, uma vez que ocorria o acúmulo de sólidos dentro da caixa de esgoto bruto.

Tabela 8. Resultados analíticos das concentrações de DQOt, DQOs e DBO₅ para os pontos amostrados, esgoto bruto (EB) e saída (SA) durante as Fases A e B.

Variáveis	Fase A			Fase B						
	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	teste 1 (T1)			teste 2 (T2)			
				Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	
DQOt (mg.L ⁻¹)	Média	455	45	90	882	111	87	421	41	90
	Máximo	865	139	97	2716	335	99	825	64	94
	Mínimo	235	19	82	195	12	32	227	17	82
	DP	211	28	5	679	75	17	181	17	4
	N	15	15	15	19	19	19	11	11	11
DQOs (mg.L ⁻¹)	Média	189	30	82	213	29	85	167	17	88
	Máximo	281	74	93	285	75	98	260	29	96
	Mínimo	110	17	41	47	5	65	39	6	60
	DP	46	15	13	55	16	9	60	7	10
	N	15	14	14	19	19	19	11	11	11
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	Média	249	31	89	422	66	84	220	11	95
	Máximo	444	168	99	857	166	96	305	15	97
	Mínimo	136	4	56	136	18	60	151	6	93
	DP	107	44	13	177	49	10	64	4	2
	N	16	16	16	18	18	18	4	4	4

DP: Desvio padrão; N: Número de amostragens

Com relação às eficiências de remoção, o sistema apresentou resultados muito semelhantes, com 90% de redução média na concentração de matéria orgânica na Fase A e Fase B-teste 2, e 87% na Fase B-teste 1, comprovando a estabilidade do sistema ao manter o seu bom desempenho, mesmo com a constante variabilidade e aumento na concentração de DQOt afluente, verificada na Fase B-teste 1. Estes resultados também reforçam o bom desempenho do sistema na Fase B-teste 2, mesmo após uma nova partida do sistema. A concentração efluente média na Fase B-teste 2, abaixo de 60 mg.L^{-1} foi semelhante aos resultados obtidos por Senörer (2001); Senörer e Barlas (2004), quando aplicado ácido fólico no sistema de tratamento.

Quanto ao atendimento aos padrões de lançamento de efluentes, a Fase A apresentou 94% das amostras e as Fases B-teste 1 e teste 2 100% das amostras em conformidade com o limite máximo de 120 mg.L^{-1} de DBO ou 60% de eficiência, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011). No âmbito estadual, 81% das amostras na Fase A, 61% na Fase B-teste 1 e 100% na Fase B-teste 2 atenderam à concentração máxima efluente de 60 mg.L^{-1} de DBO ou 80% de eficiência exigida pela Lei nº 14.675 de 13 de abril de 2009 (SANTA CATARINA, 2009).

Em alguns períodos foi observado um aumento na concentração de DQOt efluente causada, principalmente, por episódios de flotação de lodo no decantador secundário. Como pode ser observado na Figura 8, a maior concentração efluente foi registrada no dia 153 de operação, ultrapassando 330 mg.L^{-1} , coincidindo com a perda de lodo na saída e a maior concentração de DQOt afluente (2700 mg.L^{-1}). Vale ressaltar que os episódios de flotação de lodo no DS ocorreram em todas as fases, porém, foram mais frequentes na Fase B.

Quanto à remoção de DQOs, o sistema apresentou também ótimos resultados, com 82%, 85% e 88% de eficiência na Fase A e Fase B-teste 1 e 2, respectivamente. Nas duas Fases A e B, a concentração média de DQOs no tanque de aeração não ultrapassou 43 mg.L^{-1} , evidenciando, como já esperado, que o processo de remoção da matéria orgânica solúvel ocorreu, majoritariamente, no reator biológico.

Na Tabela 9 tem-se as cargas orgânicas volumétricas de DQOt aplicadas e removidas durante a Fase A e Fase B-teste 1 e teste 2. Embora a COV aplicada na Fase B (teste 1 e teste 2) tenha sido maior do que na Fase A, as eficiências de remoção nas três fases apresentaram-se próximas, confirmando a condição de estabilidade do sistema.

Tabela 9. Cargas volumétricas de DQOt aplicadas e removidas nas duas fases de operação, Fase A e Fase B.

Dados	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
COV média aplicada (gDQOt.m ⁻³ .d ⁻¹)	453	1115	522
DP	292	978	275
COV média removida (gDQOt.m ⁻³ .d ⁻¹)	407	969	472
DP	267	917	256
Relação COV removida/aplicada	0,89	0,81	0,90
DP	0,05	0,17	0,04

DP: Desvio padrão

Os resultados obtidos por Conchon (1998) revelaram um aumento na remoção DQO após a aplicação de ácido fólico (0,1 mg.L⁻¹), alcançando um percentual de remoção de 93%, enquanto inicialmente era de 85%.

Entretanto, estes resultados positivos na remoção de matéria orgânica não foram compartilhados por Torres (2005) e Dubé *et al.* (2002). Ao avaliar um sistema de lodos ativados em batelada em escala de bancada, sob a aplicação contínua de uma solução de ácido fólico de 2,5 mg.L⁻¹ e de Dosfolat® de 1,25 mg.L⁻¹, Torres (2005) não observou aumento na eficiência de remoção de DQO, apresentando tanto o reator controle, quanto os reatores com ácido fólico e Dosfolat®, eficiência média de 96%. Igualmente, Dubé *et al.* (2002), testando diferentes concentrações de ácido fólico em lodos ativados, não observaram diferenças significativas na eficiência de remoção de DQO. Com o objetivo de avaliar a aplicação de ácido fólico para o controle do *bulking* filamentosos, com concentrações que variaram entre 0,1 e 2,0 mg.L⁻¹, os autores obtiveram resultados muito semelhantes de remoção de DQO, acima de 80%, para as diferentes concentrações de AF testadas.

Já Senörer (2001) ao avaliar duas ETE, constatou perda considerável na eficiência de tratamento quando reduziu a concentração de AF de 1,0 mg.L⁻¹ para 0,2 mg.L⁻¹, obtendo um incremento na concentração efluente de DQO e DBO₅ entre 80 e 100%.

4.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os resultados analíticos obtidos para a avaliação do processo de lodos ativados quanto à remoção de matéria carbonácea, em termos de sólidos suspensos são apresentados na Tabela 10.

Quanto à remoção de SST, o sistema também apresentou bom desempenho, apresentando a Fase B-teste 2 a maior eficiência, 88%, seguida da Fase A com 86% e Fase B-teste 1 com 80%. De acordo com a Tabela 10, assim como o comportamento da DQOt, a concentração média de SST afluente foi superior e sofreu maior variação na Fase B-teste 1, apresentando uma concentração média de 338 mg.L^{-1} , enquanto a Fase A e Fase B-teste 2 apresentaram uma concentração média de 150 mg.L^{-1} e 225 mg.L^{-1} , respectivamente.

Episódios de flotação de lodo no decantador secundário foram responsáveis pelas maiores concentrações efluentes registradas nos dias 153 (208 mg.L^{-1}) e 188 (119 mg.L^{-1}). Sendo que, no dia 188 ultrapassou a concentração de 60 mg.L^{-1} do EB. Na Figura 9 tem-se a série temporal das concentrações afluente (EB) e efluente (SA) de SST.

Figura 9. Série temporal das concentrações de SST no EB e SA, Fases A e B.

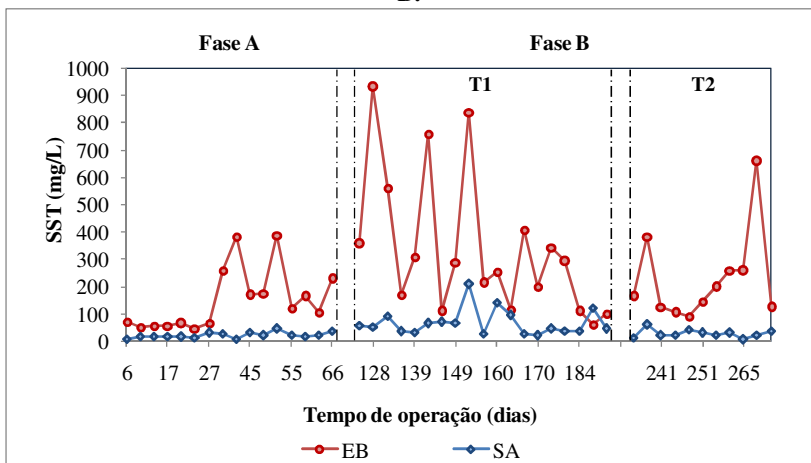


Tabela 10. Resultados analíticos das concentrações de SST e SSV para os pontos amostrados, afluente (esgoto bruto) e efluente (saída) durante as Fases A e B.

Variáveis	Fase A			Fase B						
	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	teste 1 (T1)			teste 2 (T2)			
				Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	
SST (mg.L ⁻¹)	Média	150	21	86	338	66	80	225	27	88
	Máximo	387	45	98	930	208	95	657	59	97
	Mínimo	47	7	56	60	19	0	92	4	54
	DP	113	10	11	258	47	47	175	15	12
	N	16	16	16	19	18	18	10	11	10
SSV (mg.L ⁻¹)	Média	126	15	86	277	55	67	179	18	86
	Máximo	327	44	98	726	178	94	471	39	96
	Mínimo	42	6	74	47	16	-	83	2	68
	DP	91	10	6	203	41	47	126	10	9
	N	16	14	14	18	17	17	10	11	10

DP: Desvio padrão; N: Número de amostragens

Quanto a remoção de SSV, a Fase A e Fase B-teste 2 apresentaram eficiência de 86%, enquanto a Fase B-teste 1, 67%.

No tanque de aeração, na Fase A, a concentração média de SST foi de $2128 \pm 890 \text{ mg.L}^{-1}$ e sólidos suspensos voláteis (SSV) de $1336 \pm 610 \text{ mg.L}^{-1}$. Na Fase B-teste 1, a concentração de SST e SSV foi de $1876 \pm 1310 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1503 \pm 992 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, enquanto na Fase B-teste 2 a concentração de SST foi de 1748 ± 1497 e de SSV foi 1030 ± 705 . Segundo von Sperling (2002), a relação SSV/SST em um reator de aeração prolongada situa-se entre 0,60 e 0,75. Para o sistema experimental avaliado, essa relação no tanque de aeração foi de 0,63 na Fase A. No entanto, nas fases com adição do ácido fólico, esta relação foi de 0,80 para Fase B- teste 1 e 0,59 para Fase B-teste 2.

Na Tabela 11 visualizam-se as cargas volumétricas de SST aplicadas e removidas no sistema nas duas fases de operação, A e B.

Tabela 11. Cargas volumétricas de SST aplicadas (EB) e removidas (SA) nas duas fases, A e B.

Dados	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
COV média aplicada ($\text{gSST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)	153,3	435,9	280,9
DP	131,4	325,0	243,6
COV média removida ($\text{gSST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)	131,9	347,1	245,5
DP	120,9	296,3	239,7
Relação COV removida/aplicada	0,81	0,75	0,82
DP	0,11	0,22	0,12

DP: Desvio padrão

Em termos de carga de sólidos, a Fase A e a Fase B-teste 2 apresentaram desempenho semelhante, removendo em média 81% e 82% da carga de SST aplicada, enquanto na e Fase B-teste 1 a remoção foi de 75%.

Nesta pesquisa, não foi observado aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica, medida na forma de SST após a aplicação de ácido fólico, porém, corroborando com estudos semelhantes, o sistema avaliado apresentou-se estável, mantendo a eficiência de tratamento mesmo sob grande variação na concentração afluenta.

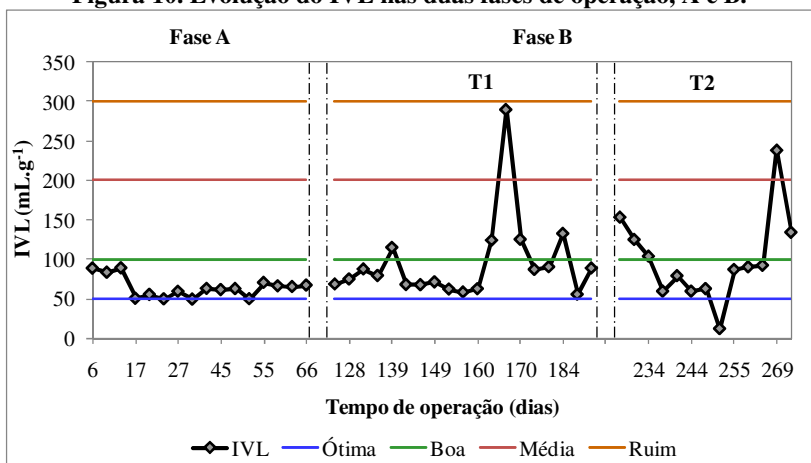
Bertacchi (2005) também não observou diferenças significativas na remoção de SST ao avaliar um sistema piloto de lodos ativados de aeração prolongada (Θ_c 28 dias) e concentração de Dosfolat® de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Para uma concentração afluente média de 583 mgSST.L^{-1} , a concentração média efluente foi de 30 mgSST.L^{-1} , enquanto no reator controle (sem adição de AF) foi de 39 mgSST.L^{-1} .

Torres (2005) também não verificou maior eficiência na remoção de SST do sistema avaliado mediante a aplicação de ácido fólico, obtendo concentração média efluente no reator controle e no reator de AF de 18 mg SST.L^{-1} e 20 mgSST.L^{-1} , respectivamente.

De acordo com Bioprime (2012), um dos aspectos importantes da aplicação de ácido fólico diz respeito às características operacionais, uma vez que o produto propicia estabilidade do lodo, evitando problemas em resposta a possíveis alterações na vazão, carga, temperatura e choques tóxicos.

A evolução do IVL nas duas fases de operação é apresentada na Figura 10. O lodo utilizado como inóculo apresentou um VL_{30} igual a 260 mL.L^{-1} e IVL igual a 52 mL.g^{-1} . Na Fase A, durante os 13 primeiros dias de operação, o IVL permaneceu acima de 80 mL.g^{-1} , voltando a uma melhor condição de sedimentação após este período.

Figura 10. Evolução do IVL nas duas fases de operação, A e B.



Como é possível observar, os valores de IVL variaram mais na Fase B. Considerando que esse índice é função da concentração de SST

no tanque de aeração, justifica-se, desta forma, a maior variação ocorrida nesta fase.

A classificação quanto à sedimentabilidade do lodo difere para alguns autores. Gray (1990) considera valores de IVL acima de 120 mL.g⁻¹ indicativos de lodo com má capacidade de sedimentação. De acordo com von Sperling (2002), as diferentes condições de sedimentabilidade variam em função do IVL, sendo que, quanto maior o índice, pior é a sedimentabilidade do lodo (Tabela 5, item 3.3.5). Portanto, na Fase A, o licor misto do TA caracterizou-se com um lodo de boa sedimentabilidade (50 mL.g⁻¹ < IVL < 100 mL.g⁻¹), cujo IVL médio foi de 64 mL.g⁻¹. Embora, o IVL médio na Fase B-teste 1 e teste 2 tenham sido superiores à Fase A, 95 mL.g⁻¹ e 92 mL.g⁻¹, o licor misto do TA também foi classificado com um lodo de boa sedimentabilidade. Os valores de IVL enquadrados na faixa de média sedimentabilidade obtidos na Fase B-teste 1 (167º dia) e teste 2 (269º dia) foram devidos aos valores elevados de VL₃₀, iguais a 400 mL.L⁻¹.

Ostrander (1992) ao avaliar uma ETE municipal observou uma melhora na qualidade do efluente final em termos de sólidos, inclusive com redução do IVL. Devido à ocorrência do *bulking* filamentoso na estação de tratamento, o índice atingiu valores elevados de 1000 mL.g⁻¹, onde, após a adição de ácido fólico, manteve-se abaixo de 250 mL.g⁻¹ em boa parte de seu estudo.

Comparando diferentes alternativas para o controle de organismos filamentosos, Dubé *et al.* (2002) observaram que, partindo de um IVL inicial de 400 mL.g⁻¹, a aplicação de ácido fólico a uma concentração de 0,5 mg.L⁻¹ resultou no menor valor de IVL (63%), alcançando um índice de 147 mL.g⁻¹ em 8 dias de tratamento.

Já Bertacchi (2005) não observou melhora na sedimentabilidade do lodo quando aplicado Dosfolat®. No processo de lodos ativados de aeração prolongada, o IVL médio para o reator sem adição de Dosfolat® foi de 138 mL.g⁻¹, enquanto que, o reator que recebeu o produto, apresentou um IVL médio de 195 mL.g⁻¹. Torres (2005) também não constatou melhora no processo de sedimentação ao comparar os resultados da aplicação dos produtos Dosfolat® e ácido fólico ao reator controle, apresentando IVL próximos de 70 mL.g⁻¹.

4.1.4 Remoção da Matéria Nitrogenada

Os resultados obtidos para avaliação do sistema experimental em relação à matéria nitrogenada durante as Fases A e B estão demonstrados na Tabela 12 e Tabela 13.

Em termos de matéria nitrogenada, a composição do esgoto bruto foi representada, majoritariamente, pela parcela inorgânica, constituindo 75% ou mais da concentração média total em todas as fases. Este percentual está de acordo com o estabelecido por van Haandel e Marais (1999), os quais dividem as frações orgânica e amoniacal no esgoto bruto entre 25 e 75%, respectivamente.

Na Fase A, Fase B-teste1 e Fase B-teste 2, as concentrações médias afluentes de nitrogênio orgânico (NTK - N-NH_4^+) foram de 13 mg.L^{-1} , 22 mg.L^{-1} e 7 mg.L^{-1} , respectivamente. Von Sperling (2002) estabelece concentrações médias típicas no esgoto bruto doméstico de nitrogênio orgânico de 20 mg.L^{-1} .

Valores semelhantes ao obtido neste trabalho foram encontrados na pesquisa desenvolvida por Wagner (2011), utilizando o mesmo ponto de captação do esgoto bruto. Operando um RBS com grânulos, a autora obteve uma concentração média aflente de 13 mg.L^{-1} de nitrogênio orgânico e 76 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal.

Com relação ao comportamento da matéria nitrogenada inorgânica, na Figura 11 visualizam-se as concentrações de nitrogênio amoniacal aflente e nitrogênio oxidado ($\text{N-NO}_x^- = \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) e amoniacal efluentes.

Figura 11. Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos durante a Fase A e Fase B.

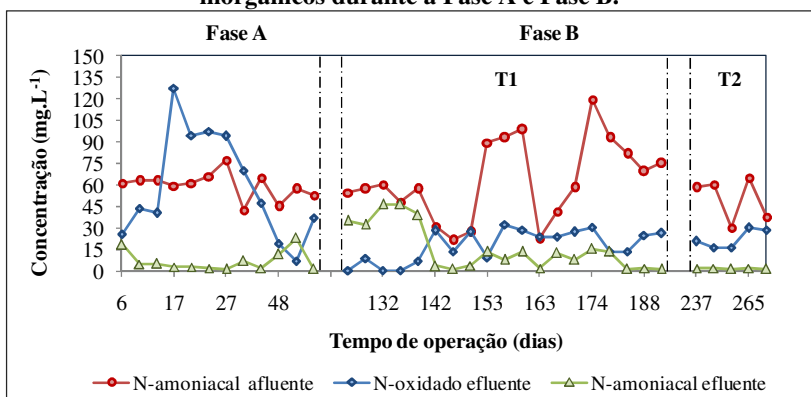


Tabela 12. Desempenho do sistema experimental em relação à matéria nitrogenada (NTK e N-NH₄⁺) afluyente (esgoto bruto) e efluente (saída) durante as Fases A e B.

Variáveis	Fase A			Fase B						
	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	teste 1 (T1)			teste 2 (T2)			
				Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	
NTK (mg.L ⁻¹)	Média	73	11	85	85	27	68	57	7	88
	Máximo	82	30	96	125	64	89	69	10	96
	Mínimo	60	3	62	37	6	12	40	3	80
	DP	8	9	11	22	18	22	13	3	6
	N	12	12	12	19	19	19	5	5	5
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Média	60	7	89	63	16	73	50	1,5	97
	Máximo	77	23	99	120	47	99	65	1,7	97
	Mínimo	43	1	60	21	1	3	30	1,1	96
	DP	9	7	13	28	16	30	15	0,3	0
	N	12	12	12	19	19	19	5	5	5

DP: Desvio padrão; N: Número de amostragens

Tabela 13. Desempenho do sistema experimental em relação à matéria nitrogenada (N-NO_2^- e N-NO_3^-) afluyente (esgoto bruto) e efluente (saída) durante as Fases A e B.

Variáveis		Fase A		Fase B			
				teste 1		teste 2	
		Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)
N-NO_2^- (mg.L^{-1})	Média	0,02	1,65	0,12	0,09	0,01	0,08
	Máximo	0,08	15,01	0,63	0,66	0,01	0,13
	Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
	DP	0,03	4,25	0,14	0,16	0,00	0,03
	N	12	12	18	18	5	5
N-NO_3^- (mg.L^{-1})	Média	0,18	56,78	0,06	17,87	0,94	22,12
	Máximo	0,69	126,98	0,14	32,36	4,57	29,75
	Mínimo	0,01	6,60	0,01	0,03	0,01	15,90
	DP	0,17	38,95	0,05	11,35	2,03	6,50
	N	12	12	18	18	5	5

DP: Desvio padrão; N: Número de amostragens

A análise dos resultados revelou que a Fase B-teste 2 apresentou 97% de eficiência média na remoção de nitrogênio amoniacal, seguida da Fase A com 89% e da Fase B-teste 1 com remoção de 73%.

Considerando a concentração média afluyente de amônia de 60 mg.L^{-1} na Fase A, pode-se dizer que 98% foram nitrificados completamente, pois a concentração média de nitrogênio oxidado (N-NO_x^-) na saída do sistema foi de 58 mg.L^{-1} .

Ao observar a Figura 11 é possível constatar que em apenas seis dias de operação, o sistema já apresentou nitrificação, com a formação de nitratos e a remoção de nitrogênio amoniacal afluyente. Com aproximadamente 15 dias de operação, a concentração de N-NO_x^- efluente ultrapassou a concentração de N- amoniacal afluyente, cessando a partir do 41° dia. Provavelmente, o excesso de N-oxidado foi formado a partir do processo de amonificação, onde as frações de N-orgânico são transformadas em N-amoniacal, tornando-se, posteriormente, disponíveis para oxidação a nitrato. No entanto, após esta maior concentração de N-NO_x^- na saída do sistema, é possível observar uma queda gradativa na nitrificação, se estendendo até o 55° dia da Fase A. Esta condição pode estar relacionada com a perda de sólidos no sistema, devido à flotação de lodo no decantador secundário ocorrida no mesmo período. Embora, não significativa para variáveis como DQO e SST, esta perda de sólidos pode ter promovido o arraste da biomassa ativa autotrófica, prejudicando a eficiência do processo de nitrificação, considerando a menor velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes.

Quando iniciado o período de aplicação de ácido fólico, analisando-se a Fase B-teste 1, somente a partir do 142° dia de operação é que a eficiência de remoção de amônia foi mais efetiva, com 89%. De maneira geral, a partir deste período, o processo de remoção de amônia foi mantido constante, alcançando percentuais de remoção de 99%, cuja concentração média afluyente (63 mg.L^{-1}) e efluente (16 mg.L^{-1}), resultou em uma eficiência média de 73%.

Com relação à Fase B-teste 2, as análises realizadas três dias após a aplicação de ácido fólico revelaram percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal de 97%, sendo mantida esta eficiência até o término desta fase. As concentrações médias afluyente e efluente nesta fase foram de 50 mg.L^{-1} e 1 mg.L^{-1} , respectivamente.

Dubé *et al.* (2002) obtiveram um consumo de amônia no reator controle e no reator com adição de Dosfolat® de 5,1 e 5,2 kgN.tSSV^{-1} , respectivamente, não verificando, portanto, uma redução no consumo de amônia quando mantida uma concentração de oxigênio de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

No entanto, quando a condição de aeração aumentou para $2,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, os autores perceberam que quanto menor a dosagem aplicada, menor foi o consumo de amônia, apresentando a concentração de Dosfolat® de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ um consumo de $3,6 \text{ kgN} \cdot \text{tSSV}^{-1}$, enquanto a concentração de $2,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ apresentou um consumo de $7,3 \text{ kgN} \cdot \text{tSSV}^{-1}$. Ainda sim, a maior dosagem não superou o consumo de nitrogênio amoniacal do reator controle ($8,1 \text{ kgN} \cdot \text{tSSV}^{-1}$).

Condição semelhante foi observada por Bertacchi (2005) em relação à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, onde não foi verificada diferença expressiva entre os sistemas avaliados. Na etapa de aeração prolongada, o sistema com adição de ácido fólico apresentou eficiência de 58% e o sistema sem adição 52%.

A Tabela 14 apresenta as cargas volumétricas (CV) de nitrogênio amoniacal aplicadas e removidas no sistema, nas duas fases de operação, A e B. A Fase B-teste 2 apresentou a maior relação de remoção (CVremovida/aplicada), 97%, quando comparada às demais fases de operação.

Tabela 14. Cargas volumétricas de N-NH_4^+ aplicadas (EB) e removidas (SA) nas duas fases, A e B.

Dados	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
CV média aplicada (g $\text{N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	49	82	54
DP	10	43	27
CV média removida (g $\text{N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	44	55	53
DP	13	45	26
Relação CV removida/aplicada	0,88	0,64	0,97
DP	0,13	0,35	0,00

DP: Desvio padrão

Analisando-se as concentrações afluentes de amônia ($63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e as concentrações efluentes de nitrogênio oxidado ($18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) na Fase B-teste 1 e teste 2, é possível observar que, provavelmente, em ambas as fases ocorreram os processos de nitrificação e desnitrificação, responsáveis pela remoção de nitrogênio amoniacal no reator biológico. Foram observadas eficiências médias de

desnitrificação de 58% e 51% nas Fases B-teste 1 e teste 2, respectivamente.

Na Fase B-teste 1 e Fase B-teste 2, as concentrações de oxigênio dissolvido apresentadas na Tabela 7, ($0,1 < OD < 6,6$) foram favoráveis à ocorrência da nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) no reator biológico. A remoção biológica de nitrogênio por meio da NDS foi evidenciada em diversos processos de tratamento de águas residuárias, inclusive em reatores de lodos ativados, tais como: sistemas de membranas (WANG *et al.*, 2005; BAEK e PARGILLA, 2008; HE *et al.*, 2009, ZOPPAS, 2012), reatores de leito fluidizado (WEN *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2012), reatores em batelada sequenciais (ZENG *et al.*, 2003; WAGNER, 2011), processos de lodos ativados de fluxo contínuo (ZHANG e ZHOU, 2007; THAURÉ *et al.*, 2008; BUENO, 2011).

Além disso, como exposto no item 4.1.1, a concentração de OD medida no meio líquido pode não representar a real concentração de OD no interior do floco, devido à estratificação de oxigênio no interior deste. Portanto, mesmo sob elevada concentração de oxigênio, a ocorrência da nitrificação e desnitrificação simultâneas pode ter ocorrido no reator biológico. Huang e Tseng (2001) corroboram com esta afirmação, uma vez que observaram a ação de bactérias desnitrificantes aeróbias, as quais têm a capacidade de utilizar tanto o nitrato como o oxigênio para respirar. Alguns estudos demonstraram a ação destas bactérias, como *Alcaligenes faecalis* (JOO *et al.*, 2005) e *Pseudomonas aeruginosa* (CHEN *et al.*, 2003).

Wagner (2011) ao avaliar um RBS com grânulos aeróbios obteve uma eficiência média de desnitrificação entre 48 e 64%, mesmo em condições de elevado OD.

Já Bueno (2011) avaliando um processo de lodos ativados de aeração prolongada em escala piloto, tratando esgoto doméstico, obteve a nitrificação e desnitrificação simultâneas operando o reator biológico em uma faixa estreita de OD de 0,3 a 0,8 mg.L⁻¹.

Além do OD, a elevada relação A/M, principalmente na Fase B-teste 1 igual a 0,56 kg DBO₅.kg SSV⁻¹ pode também ter favorecido a NDS, uma vez que uma maior relação A/M implica em uma maior difusão do substrato orgânico para o interior do floco.

Segundo Zhang e Zhou (2007) e EPA (2003), se a quantidade de substrato disponível não for suficiente para o consumo nas camadas mais internas do floco, a desnitrificação será limitada.

Na Fase B-teste 2, embora verificada uma menor relação A/M (0,12 kg DBO₅.kg SSV⁻¹) em relação à Fase B-teste 1, deve-se destacar

que, mesmo se as condições de oxigenação e substrato forem adequadas, a ocorrência da nitrificação e desnitrificação simultâneas vai depender também do tamanho e espessura do floco, de maneira a garantir a existência da zona anóxica.

Com relação ao processo de desnitrificação biológica no decantador secundário, considerado como uma possível causa de flotação de lodo nesta unidade, foram analisadas as concentrações de nitrato no tanque de aeração e na saída do sistema. À exceção de uma pequena diferença na Fase A, onde os episódios de flotação de lodo foram menos freqüentes, não foram verificadas diferenças entre as concentrações de nitrato nestes dois pontos nas duas fases teste, descartando-se a possibilidade de desnitrificação no DS na Fase B-teste 1 e teste 2. Segundo van Haandel e Marais (1999), os projetos de lodos ativados devem contemplar unidades de desnitrificação para evitar a flotação de lodo no decantador secundário, devido à liberação de N_2 .

A Tabela 15 apresenta as concentrações médias de N-nitrato no tanque de aeração e saída do sistema nas Fases A e B.

Tabela 15. Concentrações de N-nitrato no TA e SA, obtidas na Fase A e Fase B.

N- NO_3^- ($mg.L^{-1}$)	Fase A		Fase B			
			teste 1		teste 2	
	TA	SA	TA	SA	TA	SA
Média	65	58	18	18	22	22
DP	46	39	11	12	7	9
N	12	12	19	19	5	5

DP: Desvio padrão; N: Número de amostragens.

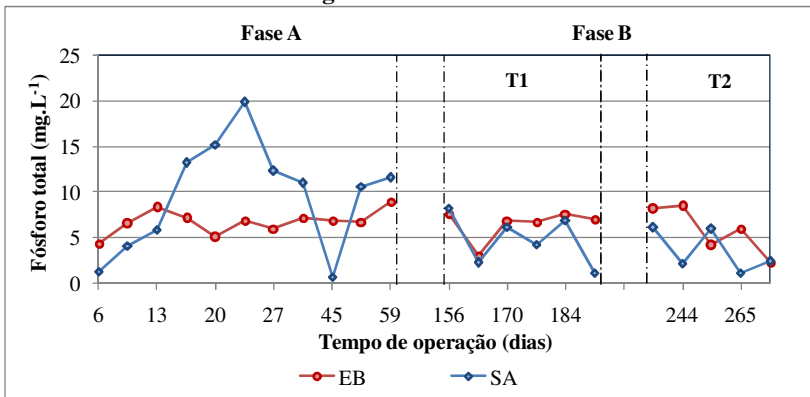
4.1.5 Remoção de Fósforo Total e Ortofosfato

As concentrações de fósforo total (Pt) e fosfato ($P-PO_4^{-3}$) afluyente e efluente obtidas durante as Fases A e B estão apresentadas na Tabela 16. Na Figura 12. Concentrações afluyente (EB) e efluente (SA) de fósforo total, ao longo das Fases A e B. é possível visualizar o comportamento do fósforo total ao longo das fases de operação no reator.

Conforme apresenta von Sperling (2002), nos esgotos a maior composição de fósforo é devido a fração de fosfato, sendo nesta pesquisa, responsável em média por mais de 85% da concentração de fósforo total.

Como é possível perceber, a concentração média de fósforo total e fosfato afluente pouco variou ao longo do período de operação, assim como evidenciada na Tabela 16.

Figura 12. Concentrações afluente (EB) e efluente (SA) de fósforo total, ao longo das Fases A e B.



Na Fase A, o sistema não apresentou eficiência de remoção de fósforo total, apresentando concentração efluente 42% superior à concentração afluente. Vale destacar que, na Fase A, a partir do dia 17 (exceto o dia 45), houve liberação de fósforo no meio líquido. Assim como já apresentado, as variações na concentração de oxigênio dissolvido, alcançando valores muito baixos podem ter favorecido a existência de condições anaeróbias dentro do reator, justificando, possivelmente, esta maior concentração de fósforo efluente neste período.

Já nas fases teste, o comportamento do sistema em relação à remoção de fósforo apresentou-se melhor do que na Fase A, onde a eficiência média de remoção de fósforo total foi de 28% na Fase B-teste 1 e 36% na Fase B-teste2.

Tabela 16. Concentrações médias de fósforo total e fosfato afluente (EB) e efluente (SA), Fases A e B.

Variáveis	Fase A			Fase B						
	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	teste 1 (T1)			teste 2 (T2)			
				Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	Esgoto Bruto (EB)	Saída (SA)	(E %)	
Pt (mg.L ⁻¹)	Média	7	10	0	6	5	27	6	4	36
	Máximo	9	20	90	8	8	84	8	6	82
	Mínimo	4	1	0	3	1	0	2	1	0
	DP	1	6	97	2	3	32	3	2	52
	N	11	11	11	6	6	6	5	5	5
P-PO₄³⁻ (mg.L ⁻¹)	Média	6	7	0	6	3	31	NR	NR	-
	Máximo	10	20	83	9	7	85	NR	NR	-
	Mínimo	3	1	0	3	1	0	NR	NR	-
	DP	2	6	86	2	2	48	NR	NR	-
	N	12	12	12	11	11	11	NR	NR	-

NR: Análise não realizada devido a problemas no equipamento.

Estes valores estão acima dos valores reportados por Além Sobrinho e Samudio (2001). Para sistemas de lodos ativados na modalidade aeração prolongada, os autores especificam uma eficiência média de remoção de fósforo total entre 10 e 20%, uma vez que, para uma efetiva remoção biológica de fósforo é necessária a existência de zonas anaeróbias e aeróbias no processo de tratamento. Quando inexistentes, geralmente, a eficiência de remoção de fósforo é pouco significativa.

Dentre as configurações de processos de lodos ativados, os RBS se destacam frente à remoção de fósforo total. Lamego Neto *et al.* (2010), operando um reator híbrido em batelada seqüenciais, alimentado com esgoto bruto doméstico, obtiveram uma eficiência média de remoção de fósforo total de 45%.

Ótimos resultados também foram obtidos por Fernandes *et al.* (2013), cujo sistema de tratamento de esgoto doméstico formado por um reator em batelada seqüenciais, atingiu uma eficiência média de 50% de remoção de fósforo.

Dubé *et al.* (2002) ao comparar o consumo de fósforo entre o reator com adição de Dosfolat® (2,0 mg.L⁻¹) e o reator controle, relataram para o primeiro, um consumo de 0,5 kgP.tSSVTA⁻¹ e para o segundo um consumo de 1,1 kgP.tSSVTA⁻¹, ou seja, a adição de Dosfolat®, nesta concentração, não promoveu aumento na remoção de fósforo total. No entanto, quando avaliada a concentração de 0,5 mg.L⁻¹, houve uma maior eficiência do sistema, apresentando o reator com Dosfolat® um consumo de 1,6 kgP.tSSVTA⁻¹.

Bertacchi (2005) ao aplicar também Dosfolat® no reator piloto de lodos ativados obteve para o reator controle uma eficiência média de remoção de fósforo total de 43%, enquanto que, para o reator com adição de Dosfolat® a eficiência média foi menor, 35%.

Com relação a presente pesquisa, observando-se as concentrações efluentes apresentadas na Tabela 16, tem-se que 18% dos valores obtidos para o efluente final na Fase A, 33% na Fase B-teste 1 e 60% na Fase B-teste 2, ficaram dentro do limite permitido pela legislação ambiental nº 14.675/09 de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2009), a qual determina o lançamento máximo para fósforo total de 4 mg.L⁻¹ em ambientes lênticos ou eficiência mínima do sistema de 75%. Com relação a esta condição, a Fase B-teste 2 foi a que apresentou os melhores resultados dentre as fases de operação, com eficiência maior ou igual a 75% em 20% das análises.

4.1.6 Avaliação de Proteínas e Polissacarídeos

Os resultados obtidos para a investigação da ação do ácido fólico sobre a produção de lodo, em termos de proteínas e polissacarídeos medidos no tanque de aeração e decantador secundário, são apresentados na Tabela 17.

Ao analisar os resultados, é possível perceber que a Fase A e Fase B-teste 1 apresentaram comportamento semelhante quanto a concentração média de proteínas e polissacarídeos. A Fase B-teste 2 apresentou concentração média de proteínas totais no TA e DS consideravelmente inferior às concentrações obtidas nas outras duas fases. No entanto, a concentração de polissacarídeos totais foi maior no tanque de aeração na Fase B-teste 2.

Com relação às concentrações solúveis, não foi verificado aumento significativo da solubilidade destes compostos no TA e DS após a aplicação de ácido fólico.

De maneira geral, técnicas de minimização da produção de lodo baseadas no mecanismo de lise celular, como por exemplo, a cloração, ozonização, apresentam como conseqüência o aumento na concentração de compostos orgânicos, devido à liberação no meio de material intracelular como DNA, carboidratos, proteínas e polissacarídeos, conforme evidenciado por Wang *et al.* (2011); Wang *et al.* (2008); Albuquerque (2008) e Zhang *et al.* (2009).

Embora a ação do ácido fólico não esteja fundamentada no mecanismo de lise celular e, considerando a pouca elucidação sobre o mecanismo de atuação do AF na redução da produção de lodo, a determinação destes compostos foi realizada, a fim de investigar se, de alguma maneira, a aplicação deste composto poderia interferir na concentração de proteínas e polissacarídeos, promovendo por meio da solubilização, o aumento destas substâncias no meio.

Tabela 17. Resultados analíticos das concentrações de proteínas e polissacarídeos nos pontos amostrados, tanque de aeração (TA) e decantador secundário (DS) durante as Fases A e B.

Variáveis	Fase A		Fase B				
			teste 1		teste 2		
	TA	DS	TA	DS	TA	DS	
Proteína Total (mg.L ⁻¹)	Média	301	614	332	670	120	226
	Máximo	470	1211	711	2021	152	427
	Mínimo	150	113	152	98	95	100
	DP	100	329	189	522	26	122
	N	16	16	19	19	5	5
Proteína Solúvel (mg.L ⁻¹)	Média	9	10	9	11	4	5
	Máximo	28	26	21	25	6	7
	Mínimo	2	2	4	4	2	4
	DP	6	7	5	6	2	1
	N	16	16	19	19	5	5

Tabela 17: Resultados analíticos das concentrações de proteínas e polissacarídeos nos pontos amostrados, tanque de aeração (TA) e decantador secundário (DS) durante as Fases A e B.

Variáveis	Fase A		Fase B				
			teste 1		teste 2		
	TA	DS	TA	DS	TA	DS	
Polissacarídeo Total (mg.L ⁻¹)	Média	166	301	180	360	291	353
	Máximo	293	571	324	889	485	442
	Mínimo	74	87	45	47	134	252
	DP	67	134	113	229	147	79
	N	16	16	19	19	5	5
Polissacarídeo Solúvel (mg.L ⁻¹)	Média	7	7	8	10	11	9
	Máximo	21	29	17	20	16	12
	Mínimo	1	1	1	1	9	7
	DP	6	5	5	6	3	2
	N	16	16	19	19	5	5

4.1.7 Avaliação Microbiológica

De maneira geral, a avaliação microbiológica apontou semelhanças qualitativas dos microrganismos nas fases de operação. As amostras do licor misto do TA revelaram a presença constante de protozoários, como ciliados rastejantes (*Aspidisca* sp.), amebas com teca ou tecamebas (*Arcella* sp.) e rotíferos. Espécies de ciliados aderidos ao floco (*Vorticellas* sp.) também foram encontradas com frequência nas análises microbiológicas e, em especial, nas fases teste também foi observada a presença de microrganismos filamentosos.

Os ciliados, amebas e rotíferos desempenham um papel importante no sistema, uma vez que se alimentam principalmente de bactérias, bem como de substâncias orgânicas e outros pequenos organismos (FERNANDES, 2013). Segundo Zhou *et al.* (2008), são organismos indicadores de boa qualidade do efluente, uma vez que, por meio da predação são capazes de rejuvenescer a comunidade microbiana, melhorando o processo de floculação.

A ocorrência de tecamebas, por sua vez, está frequentemente ligada à estabilidade de sistemas de baixa carga, resultando em uma boa qualidade do efluente (CANLER *et al.*, 1999). No entanto, considerando as altas concentrações afluentes de DQO e a relação A/M registrada na Fase B-teste 1 ($0,56 \text{ kgDBO}_5/\text{kgSSV}^{-1}$), a elevada carga afluente não foi um fator limitante para a presença recorrente de tecamebas no reator.

Bento *et al.* (2005) em seu estudo sobre a caracterização da microfauna de uma ETE municipal de lodos ativados associaram a presença de *Arcella* sp. e *Euglypha* sp. à ótima eficiência do sistema em termos de remoção de DQO e DBO. Quanto à nitrificação, estes autores associaram às maiores concentrações de nitrato no efluente final à presença de *Aspidisca* sp. Nesta pesquisa, *Aspidisca* sp foi encontrada em todas as fases, principalmente na Fase A.

No início da operação da Fase A, espécies de *Aelosoma* sp foram observadas nas amostras do licor misto. No estudo de Bento *et al.* (2005) a presença destes organismos foi associada aos maiores valores de idade do lodo. Condição semelhante também foi encontrada na presente pesquisa, onde esta espécie foi observada no período coincidente aos maiores valores de Θ_c (42 dias), além dos maiores valores de IVL ($83 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$) da primeira fase.

Além destes protozoários, representantes de ciliados livres (*Paramecium* sp., *Litonotus* sp) foram encontrados também no início da operação da Fase A. Segundo Maciel (2002), estas espécies são abundantes na fase de implantação do processo de lodos ativados

quando os flocos são escassos e, portanto, os ciliados livres são mais velozes e ágeis na luta pelos alimentos. Também foram observadas em maior concentração, a presença de bactérias do tipo *Zooglea* sp. Estes organismos são associados à baixa oxigenação do meio (HOFFMANN *et al.*, 2004). No decorrer das análises, estas bactérias foram identificadas de forma variável, tanto na Fase A, quanto na Fase B-teste 1.

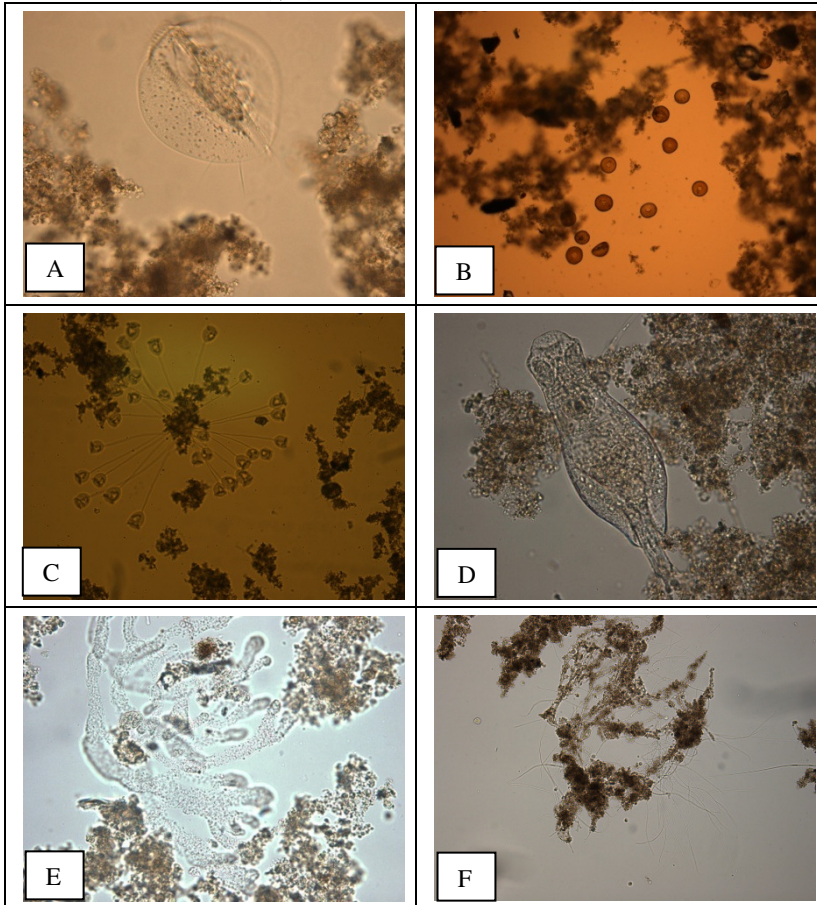
Outra espécie frequentemente encontrada em todas as fases foi o rotífero do gênero *Rotatoria* sp. A função principal dos rotíferos é a estabilização de matéria orgânica no efluente, incluindo a decomposição desta, fornecendo a penetração de oxigênio e a reciclagem de nutrientes (MACIEL, 2002).

Comparando as fases entre si, pode-se dizer que a maior diferença observada em relação às espécies encontradas, foi a presença em maior concentração de bactérias e fungos filamentosos, principalmente na Fase B-teste 1. Estas bactérias podem ser encontradas aderidas ao floco ou livres e sua ocorrência é relacionada à falta de oxigênio no tanque de aeração, ocasionando o intumescimento do lodo. Sua abundância causa um desequilíbrio operacional no sistema, formando uma macroestrutura semelhante a uma rede, interferindo na sedimentação e compactação dos flocos. A falta de oxigênio, em resultado da carga elevada, por causa de uma aeração ou mistura insuficiente é o problema mais comum dos sistemas aeróbios. Como resultado, a eficiência do processo diminui, sobretudo afetando a nitrificação (HOFFMANN *et al.*, 2004). Como apresentado na Tabela 7, a Fase B-teste 1 apresentou a menor concentração média de OD ($1,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Na Fase B-teste 1, a concentração afluyente de DQO e SST foi relativamente maior do que nas demais fases. Segundo Parsekian e Pires (2002), o não aparecimento de bactérias filamentosas está condicionado à baixa relação A/M ($<0,4$). Quando iniciou-se o aparecimento de filamentosas nas análises do licor misto do TA, a relação A/M era maior do que $0,5 \text{ kgDBO}_5.\text{kgSSV}^{-1}$

Conforme apresenta Parsekian e Pires (2002), indícios da ocorrência do *bulking* filamentosos podem ser confirmados avaliando-se também o IVL. Para a autora, valores de IVL $> 200 \text{ mL.g}^{-1}$ indicam um lodo com características de intumescimento. No entanto, nesta pesquisa, a presença de microrganismos filamentosos, variou em maior e menor concentração ao longo do período de monitoramento, coincidindo com períodos de menor e maior oxigenação e IVL. Na Figura 13 é possível verificar as principais espécies de microrganismos encontrados nas Fases A e B, discutidas no presente item.

Figura 13. Microrganismos presentes no licor misto do tanque de aeração, aumentos de 100 e 400x: Fases A e B: A) *Aspidisca* sp. (400x), B) *Arcella* sp. (100x); C) *Vorticellas* sp. (100x); D) *Rotatoria* sp. (400x); E) *Zooglea* sp. (400x); F) Bactérias filamentosas (100x).



Em diversos trabalhos, a aplicação de ácido foi capaz de agir no controle de bactérias filamentosas e não, estimular o seu desenvolvimento (OSTRANDER, 1992; AKERBOOM *et. al.*, 1994; DUBÉ *et al.* 2002; DOSFOLAT®, 2012; BIOPRIME, 2012).

4.1.8 Taxa de Consumo de Oxigênio Específica (TCO_E)

A atividade das bactérias, em termos de velocidade de consumo de oxigênio específica, obtida nas condições de respiração endógena (End.) nitrificante (Aut.) e exógena (Het.) é apresentada na Tabela 18.

Tabela 18. Velocidade de consumo de oxigênio ao longo das Fases A e B.

Respirometria			X	TCO _E
			(gSSV.L ⁻¹)	(mgO ₂ .gSSV ⁻¹ .h ⁻¹)
Fase A	Ensaio 1	End.	1,27	3,47
		Aut.	1,27	6,38
		Het.	1,27	10,70
	Ensaio 2	End.	2,06	3,00
		Aut.	2,06	1,61
		Het.	2,06	10,15
Fase B Teste 1	Ensaio 1	End.	2,21	2,80
		Aut.	2,21	0,58
		Het.	2,21	12,21
	Ensaio 2	End.	1,19	7,59
		Aut.	1,19	3,57
		Het.	1,19	19,17
Fase B Teste 2	Ensaio 1	End.	1,08	4,47
		Aut.	1,08	3,57
		Het.	1,08	6,86
	Ensaio 2	End.	1,31	4,23
		Aut.	1,31	2,83
		Het.	1,31	4,97

Ao analisar os resultados apresentados na Tabela 18, pôde-se verificar que o consumo de OD durante a nitrificação apresentou valores máximos na Fase A (6,38) e mínimo na Fase B-teste 1 (0,58).

Os ensaios 1 e 2 na Fase A foram realizados nos 42° e 62° dias de operação, respectivamente. De acordo com os dados apresentados, a menor TCO_E autotrófica obtida no ensaio 2 não se deve exclusivamente à maior concentração de biomassa (X) neste ensaio, uma vez que a variação entre os sólidos voláteis foi pouco significativa nos dois ensaios respirométricos da Fase A. Nesse período final a nitrificação foi efetivamente reduzida conforme pode ser observada na Figura 11.

Na Fase B, os ensaios na fase teste 1 foram realizados no 140° (ensaio 1) e 169° (ensaios 2) dia, enquanto na fase teste 2, o ensaio 1 foi realizado no dia 235 e o ensaio 2 no dia 272. À exceção do ensaio 1 da Fase B-teste1, os demais ensaios apresentaram velocidades de consumo de oxigênio nitrificante e concentração de biomassa bem próximas, variando entre 2,83 e 3,57 mgO₂.gSSV⁻¹.h⁻¹ e 1,08 e 1,31 mgSSV.L⁻¹, respectivamente.

Considerando o período de realização dos ensaios de respirometria, os menores e maiores valores da TCO nitrificante corroboram com as concentrações de N-NO_x⁻ obtidas nas respectivas fases de operação. O menor consumo de oxigênio (0,58) obtido na Fase B-teste 1, pode ser justificado analisando-se a Figura 11. Nela é possível perceber que o processo de nitrificação ainda não era considerável até o dia 142.

Em relação ao consumo de oxigênio heterotrófico (exógeno), a TCO_E apresentou maiores valores na Fase B-teste 1 (19,17) e menores na Fase B-teste 2 (4,97). Considerando a pouca diferença na concentração de biomassa entre estes dois ensaios, o menor consumo de oxigênio no ensaio do dia 272 não é totalmente justificado pela sua concentração de SSV ligeiramente maior.

Os valores apresentados na Tabela 18 foram bastante variáveis ao longo das fases operacionais, principalmente, quanto à respiração heterotrófica nas fases testes, sendo difícil, portanto, correlacionar o maior ou menor consumo de oxigênio à aplicação de ácido fólico.

Fernandes (2013) ao aplicar testes respirométricos em RBS tratando esgoto doméstico, obteve TCO_E nitrificante entre 0,20 e 1,93 mgO₂.gSST⁻¹.h⁻¹ e TCO_E heterotrófica entre 3,89 e 9,12 mgO₂.gSST⁻¹.h⁻¹.

Embora reportado na literatura um maior consumo de oxigênio quando utilizado ácido fólico no sistema de tratamento, nesta pesquisa tal fato não pôde ser considerado, tendo em vista as diferenças entre as TCO obtidas na Fase A e Fase B-teste 2.

No entanto, Torres (2005) ao avaliar o sistema piloto por meio de ensaios de respirometria em frascos de DBO, obteve com a aplicação de 4,0 mg.L⁻¹ de ácido fólico, 28% a mais de consumo de oxigênio. Quando aplicado 2,5 mg.L⁻¹ de Dosfolat®, o consumo foi 13% superior ao comparar com o frasco controle.

Bertacchi (2005) também obteve uma maior taxa de consumo de oxigênio específica, cerca de 64%, quando aplicado Dosfolat® (0,1 mg.L⁻¹) no processo piloto de lodos ativados com Θc igual a 28 dias.

4.1.9 Biomassa Ativa Autotrófica e Heterotrófica

As concentrações de biomassa ativa autotrófica (X_A) e heterotrófica (X_H) foram determinadas utilizando-se as Equações 2 e 3, respectivamente. Os valores obtidos estão apresentados na Tabela 19.

Tabela 19. Concentrações da biomassa ativa autotrófica e heterotrófica, Fases A e B.

Biomassa ativa		Fase A	Fase B	
			Teste 1	Teste 2
Ensaio 1	X_A (mgDQO.L ⁻¹)	14,4	2,3	6,8
	X_H (mgDQO.L ⁻¹)	317,0	629,8	172,5
Ensaio 2	X_A (mgDQO.L ⁻¹)	5,9	7,5	6,5
	X_H (mgDQO.L ⁻¹)	486,9	531,6	151,0

Os resultados apresentados mostraram que a concentração de biomassa autotrófica foi significativamente menor do que a biomassa heterotrófica em ambas as fases de operação. Na Fase A, nos ensaios 1 e 2, X_A representou apenas 4,3% e 1,2 % da biomassa ativa total ($X_A + X_H$), respectivamente. Nos ensaios 1 e 2, realizados na Fase B-teste 1, X_A representou apenas 0,4% e 1,4% da biomassa ativa total, enquanto na Fase B-teste 2, X_A foi igual a 4% em ambos os ensaios. Os valores de X_A registrados nos ensaios confirmam as observações acerca do processo de nitrificação no sistema, onde foi verificada uma menor atividade nitrificante no final da Fase A e início da Fase B-teste 1, bem como, uma maior nitrificação nos demais períodos, incluindo a Fase B-teste 2.

Apesar da concentração de biomassa heterotrófica ter diminuído na Fase B-teste 2, esta condição não foi acompanhada pela menor eficiência na remoção de matéria orgânica nesta fase.

Esta composição da biomassa ativa, sendo formada, majoritariamente, pela biomassa heterotrófica, foi também encontrada por Wolff (2005), a qual utilizando a respirometria para caracterizar a biomassa ativa de dois reatores híbridos preenchidos com material suporte diferentes e uma idade do lodo de 10 dias cada, obteve para o reator preenchido com polietileno X_A e X_H igual a 21% e 79%, respectivamente.

Plattes *et al.* (2006) ao avaliar a repartição da biomassa ativa em um reator de leito móvel com biofilme por meio de respirometria, tratando esgoto doméstico, obtiveram resultados similares à esta pesquisa, onde a concentração de biomassa ativa autotrófica e heterotrófica corresponderam a 2% e 98%, respectivamente, sendo X_A igual a $49 \text{ mg DQO}\cdot\text{L}^{-1}$ e X_H de $2230 \text{ mg DQO}\cdot\text{L}^{-1}$.

Como foi possível observar, as concentrações de X_A e X_H seguiram o comportamento do sistema, mais especificamente, sobre o processo de nitrificação, uma vez que, as menores concentrações de biomassa ativa autotrófica foram coincidentes com a menor atividade nitrificante em determinados períodos da Fase A e B, justificada no item 4.1.4.

4.1.10 Hibridização Fluorescente *in situ* (FISH)

Os resultados obtidos pela análise de FISH das amostras do licor misto do tanque de aeração estão apresentados na Tabela 20.

Tabela 20. Resultados da análise FISH realizada durante a Fase A e Fase B.

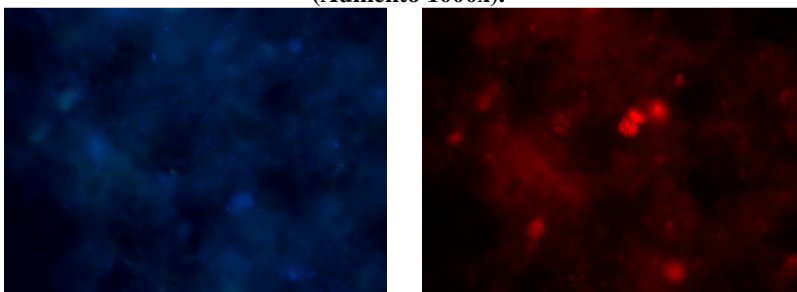
Sondas	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
EUB todas as eubactérias	≅ 90% DAPI muitas	≅ 90% DAPI muitas	≅ 90% DAPI muitas
NSO <i>Betaproteobacterias</i> oxidadoras de amônia	≅ 10% DAPI poucas	≅ 10% DAPI poucas	≅ 7% DAPI poucas
PAE <i>Pseudomonas</i> <i>spp.</i> desnitrificantes	-	≈0% DAPI Não detectado	≈0% DAPI Não detectado
PAO A maioria dos membros <i>Candidatus</i> <i>Accumulibacter</i>	-	≈0% DAPI Não detectado	≈5% DAPI poucas

As amostras da Fase A foram caracterizadas como homogêneas, com presença de material extracelular e arranjos coloniais na forma de cocos (estreptococos e estafilococos), além da presença de bacilos.

Nas amostras da Fase B-teste 1, além da presença de bactérias em forma de cocos, também detectou-se a presença de bactérias na forma de espiral (espiroquetas). Nesta fase, as amostras foram caracterizadas como heterogêneas, com uma quantidade elevada de material extracelular, e a presença constante de filamentosas e hifas de fungos, de acordo com as análises microscópicas realizadas.

Constatou-se que, aproximadamente, 90% das bactérias estavam ativas nas Fases A, Fase B-teste 1 e teste 2. Em relação às bactérias oxidadoras de amônia (NSO), as amostras do licor misto do tanque de aeração revelaram uma composição entre 7% e 10% de bactérias do tipo *Betaproteobacterias* na Fase A e Fase B. Sendo assim, pode-se concluir que a boa eficiência de nitrificação verificada em todas as fases, foi devida, à ação destas bactérias. A Figura 14 apresenta um exemplo da análise de FISH realizada pela sonda NSO, durante a Fase A.

Figura 14. Células hibridizadas pela sonda NSO (DAPI em azul e hibridização em vermelho) visualizadas em microscópio epifluorescente (Aumento 1000x).



Na análise das amostras da Fase B-teste 1 e teste-2 não foram detectadas bactérias desnitrificantes do gênero *Pseudomonas* spp. Embora não detectadas a presença de bactérias desnitrificantes deste gênero, vale lembrar que o processo de desnitrificação pode ter sido realizado por meio de outros grupos de bactérias.

Com relação à presença de organismos acumuladoras de fósforo (PAO), apenas as amostras da Fase B-teste 2 apresentaram uma porcentagem destas, aproximadamente 5%. Segundo Nielsen *et al.* (2009), PAO também podem compor espécies com capacidade de desnitrificação, além dos organismos acumuladores de fósforo (*Candidatus Accumulibacter phosphatis* ou apenas *Accumulibacter*).

4.2 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO

A estimativa da produção de lodo no reator biológico foi realizada tomando-se como parâmetro de análise, o coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}). As curvas obtidas em função dos “sólidos gerados acumulados (g SST)” *versus* o “substrato consumido acumulado (g DQO_{rem})” nas Fases A e B são apresentadas na Figura 15, enquanto a Tabela 21 apresenta os respectivos Y_{obs} obtidos por meio das mesmas curvas.

Figura 15. Coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}) obtido na Fase A e Fase B.

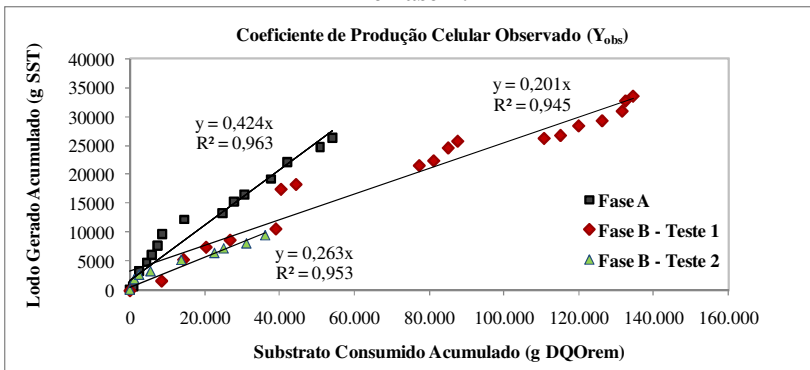


Tabela 21. Valores de Y_{obs} obtidos nas Fases A e B.

Coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}) (g SST/ g DQO _{rem})	Fase A	Fase B	
		teste 1	teste 2
	0,424	0,201	0,263

Analisando-se os resultados apresentados, pôde-se perceber que ocorreu uma diminuição expressiva na produção de lodo do sistema durante a Fase B, apresentando o Y_{obs} uma redução de 52% na Fase B-teste 1 e 38% na Fase B-teste 2, quando comparados à Fase A.

Chon *et al.*, (2011) ao avaliar a produção de lodo em processos de lodos ativados por meio de estratégias inseridas na linha de tratamento, obteve percentuais de redução de Y_{obs} de até 49%.

Como comentado por Metcalf e Eddy (2003) e Li e Wu (2014), a idade do lodo pode interferir, entre outros parâmetros, na produção de lodo do sistema. Esta condição é devida à menor disponibilidade de

substrato por massa de microrganismo dentro do reator. Portanto, processos com maior idade do lodo apresentam menor produção celular.

No entanto, esta relação inversa entre idade do lodo e produção de lodo não foi observada no presente estudo, uma vez que na Fase B-teste 1 e Fase B-teste 2, Θ_c médio foi igual a 18 e 24 dias, respectivamente, enquanto na Fase A foi de 28 dias.

Avaliando um sistema de lodos ativados em escala de bancada, aplicando-lhe uma concentração de Dosfolat® de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, Alexandre (2013) obteve uma redução de cerca de 19% no descarte de lodo, quando comparado o reator controle (Θ_c de 20 dias) e o reator teste (Θ_c de 29 dias). Quando o reator teste e o reator controle tiveram a mesma idade do lodo de 20 dias, não foi observada diferença significativa entre as variáveis avaliadas, como eficiência no tratamento e redução no descarte de lodo do sistema.

Torres (2005) avaliou a redução de lodo em seu sistema experimental analisando a concentração de SST, não constatando redução na produção de lodo quando o sistema piloto foi mantido sob idades do lodo iguais de 25 dias. Ao comparar as concentrações de SST no reator controle e nos reatores com adição de ácido fólico e Dosfolat®, a autora obteve concentrações de SST nos três reatores em torno de 1600 mg.L^{-1} .

Bertacchi (2005) ao aplicar Dosfolat® a uma concentração constante de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e diferentes idades de lodo, entre 2,4 e 28 d, também observou uma maior redução na produção de lodo quando aplicado o maior Θ_c . Quando mantida uma idade do lodo média de 2,4 dias, foi observada uma redução na concentração de SSV de 7%, enquanto que para Θ_c igual a 28 dias, esta redução foi de 17%. No entanto, embora a literatura aponte para a inter-relação existente entre produção e idade do lodo em sistemas de lodos ativados, esta consideração não foi levantada nesse estudo.

Além da idade do lodo, Metcalf e Eddy (2003) também destacam a relação A/M e a temperatura como fatores interferentes na produção de lodo em excesso, pois uma maior temperatura, aliada a uma menor disponibilidade de substrato no meio, favorecem a respiração endógena. Conforme apresentado na Tabela 7, a Fase B-teste 2 apresentou a maior média de temperatura ($29,4 \pm 1,8$). Já a Fase A e Fase B-teste 1 apresentaram temperaturas médias relativamente iguais, $20,5 \pm 1,5$ e $21,0 \pm 2,0$, respectivamente. Como já discutido, a relação A/M na Fase B-teste 1 ($0,56 \text{ kgDBO}_5.\text{KgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$) superou os valores aplicados na Fase A ($0,29 \text{ kgDBO}_5.\text{KgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$) e Fase B-teste 2 ($0,12 \text{ kgDBO}_5.\text{KgSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Portanto, a menor produção de lodo registrada na

Fase B-teste 1 não foi influenciada por condições de endogenia no tanque de aeração, uma vez que a disponibilidade de substrato no meio não se apresentou escassa, nem favorecida pela temperatura, já que os valores medidos foram bem próximos aos da Fase A.

Em relação à Fase B-teste 2, a redução na produção de lodo pode ter sido, inevitavelmente, favorecida pela temperatura, no entanto, não pela menor relação A/M, uma vez que esta variável apresentou-se dentro dos valores usuais aplicados em processos de lodos ativados de aeração prolongada.

Técnicas de minimização da produção celular *in situ*, regulando-se a relação A/M, bem como Θ_c , são constantemente aplicadas baseadas no mecanismo de manutenção do metabolismo, o qual tem como princípio favorecer o metabolismo endógeno da biomassa, conforme apresentado nos trabalhos realizados por Wei *et al.* (2003); Ramakrishna e Viraraghavan (2005); Pérez-Elvira *et al.* (2006); Low e Chase (1999) e Khursheed e Kazmi (2011).

Como exemplo, Low e Chase (1999) diminuíram a relação A/M aumentando a concentração de biomassa em um reator piloto de lodos ativados. Ao promover uma menor concentração de substrato por unidade de biomassa, obtiveram uma redução na produção celular de até 44%.

Diante do exposto, pode-se afirmar que a aplicação de ácido fólico contribuiu para a redução na produção de lodo da presente pesquisa, alcançando percentuais de até 52%. Embora seus mecanismos de atuação sobre a minimização do lodo estejam ainda pouco elucidados, os resultados encontrados neste estudo vão ao encontro de diversas pesquisas (AKERBOOM *et al.*, 1994; CONCHON, 1998; SENÖRER, 2001; DUBÉ *et al.* 2002; STRUNKHEIDE, 2004, DAUDT, 2013).

4.3 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

Os resultados obtidos na análise de toxicidade aguda com o microcrustáceo aquático *Daphnia magna* para as respectivas fases teste 1 e 2 estão apresentados na Tabela 22.

Tabela 22. Resultados de toxicidade aguda para o organismo *Daphnia magna* obtidos para o afluente e efluente final do sistema de tratamento, durante as Fases A e B

Parâmetros	Fase B			
	teste 1		teste 2	
	EB (N=5)	SA (N=5)	EB (N=2)	SA (N=2)
CE _{50,48h}	77%	Não Tóxico	71%	Não Tóxico
DP	10	-	1	-
FD	2	1	2	1

Legenda: CE_{50,48h}: concentração da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos no tempo de exposição (48 horas) e nas condições do teste; FD: Fator de diluição corresponde ao número de vezes que a amostra foi diluída no ensaio.

O grau de toxicidade das amostras foi estabelecida segundo a proposição de Marsalek *et al.* (1999) *apud* Restrepo (2013): não tóxico CE₅₀ > 100; potencialmente tóxico 100 > CE₅₀ > 40; tóxico 40 > CE₅₀ > 10; muito tóxico CE₅₀ < 9.

Os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda revelaram que as amostras afluentes (EB) foram consideradas potencialmente tóxicas, apresentando um valor médio da CE₅₀ de 77% na Fase B-teste 1 e 71% na Fase B-teste 2. Em relação às amostras do efluente final (SA), a avaliação toxicológica mostrou que estas não causaram nenhum efeito agudo sobre o organismo-teste, ou seja, todas as amostras foram consideradas não tóxicas.

A Portaria nº 017 de 18 de abril de 2002 da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA) estabelece os limites máximos de toxicidade aguda para lançamento de efluentes, onde fixa o fator de diluição (FD) igual a 1 para efluentes domésticos, tendo como organismo-teste o microcrustáceo *Daphnia magna* (SANTA CATARINA, 2002). Também, a Resolução CONAMA nº 430/11 em seu artigo 18, determina que o efluente de qualquer fonte poluidora não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos

organismos aquáticos no corpo receptor (BRASIL, 2011). Sendo assim, o efluente final se apresentou em conformidade com as legislações ambientais supracitadas.

4.4 ESTIMATIVA DA VIABILIDADE ECONÔMICA

A viabilidade da aplicação de ácido fólico em escala real foi realizada tomando-se como exemplo a Estação de Tratamento de Esgotos Insular, modalidade aeração prolongada, localizada em Florianópolis/SC.

A análise foi baseada na redução dos custos com o tratamento e disposição final do lodo produzido na estação, levando-se em consideração os dados fornecidos pela ETE, apresentados na Tabela 23.

A estimativa de custos foi realizada, considerando a menor redução na produção de lodo obtida nesta pesquisa, ou seja, 38%. Os resultados obtidos revelaram que a aplicação de ácido fólico pode contribuir para uma economia de mais de 28% nos custos operacionais envolvendo a produção de lodo na ETE.

Tabela 23. Estimativa dos custos e potencial economia anual com o tratamento e disposição final do lodo na ETE Insular.

Despesas	Valores (R\$/ano)
<i>Tratamento do lodo</i>	
Energia	70.800,00*
Polímero	254.400,00*
<i>Transporte e Disposição final</i>	
Total	2.070.600,00
Redução de 38% de lodo	1.283.772,00
Economia	786.828,00
Ácido fólico	146.400,00
Energia (bomba dosadora)	56.400,00
Total	202.800,00
Economia total anual com aplicação de AF	584.028,00

*Dados referentes a maio de 2014.

Além da redução dos custos operacionais apresentados, é importante destacar a simplicidade operacional da aplicação de ácido fólico em uma ETE. Neste caso, seria necessária a instalação de um reservatório para armazenar a solução e de uma bomba dosadora para aplicar o produto.

Em relação à obtenção do produto, não foi encontrada dificuldade na localização de empresas que vendam ácido fólico em grandes quantidades, inclusive, que já o fornecem para aplicação em estações de tratamento de esgoto.

5. CONCLUSÃO

Baseados nos resultados obtidos durante a Fase A (fase controle) e as Fases B-teste 1 e teste 2 (com aplicação de ácido fólico), as principais conclusões estão descritas a seguir:

➤ Em Relação aos Parâmetros Físico-Químicos:

- Os resultados analíticos revelaram que, em termos de DQO e SST, as concentrações médias efluentes, obtidas em todas as fases, apresentaram-se muito próximas, não sendo observada, portanto, maior eficiência do sistema após a aplicação de ácido fólico. No entanto, o sistema apresentou grande estabilidade operacional, mantendo-se eficiente, mesmo após a maior variação na concentração e vazão de esgoto bruto afluentes, principalmente, na Fase B-teste 1. Quanto ao atendimento aos padrões de lançamento de efluentes, os resultados mostraram que em ambas as fases teste, o sistema avaliado apresentou 100% de conformidade com a Resolução CONAMA n° 430/11, em relação ao parâmetro DBO₅ (BRASIL, 2011);

- A Fase B-teste 2 apresentou a maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal (97%), quando comparada às outras fases, Fase A (89%) e Fase B-teste 1 (73%), sendo verificada, portanto, um melhor desempenho do sistema na remoção de N-amoniacal quando aplicado ácido fólico na Fase B-teste 2;

- O sistema também se mostrou eficiente quanto à remoção de fósforo total quando aplicado AF, apresentando a Fase B-teste 1 e teste 2, percentuais de remoção de 28% e 36%, respectivamente, atendendo em determinados períodos, os limites máximos de lançamento permitidos pela legislação ambiental n° 14.675/09 (SANTA CATARINA, 2009) e a Resolução CONAMA n° 430/11 (BRASIL, 2011);

➤ Em Relação à Produção de Lodo

- A estimativa da produção de lodo obtida por meio da determinação do coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}) mostrou que houve uma redução de mais de 50% na quantidade de lodo

gerado na Fase B-teste 1 e de, aproximadamente, 38% na Fase B-teste 2, evidenciando a aplicação de ácido fólico com uma alternativa promissora na minimização da produção de lodo em sistemas de lodos ativados.

➤ Em Relação às Características Microbiológicas

- De maneira geral, as observações microscópicas não revelaram diferenças qualitativas entre as espécies encontradas nas amostras do licor misto do tanque de aeração, sendo observada a presença constante de protozoários (*Aspidisca sp.*), amebas (*Arcella sp.*) e rotíferos, além de ciliados aderidos ao floco (*Vorticellas sp.*). A exceção foi a presença de organismos filamentosos, observados, principalmente, nas fases teste.

➤ Em Relação à Avaliação Toxicológica

- A análise toxicológica mostrou que as amostras do efluente final não apresentaram efeito tóxico quando aplicado AF no sistema experimental, estando em conformidade com a Portaria n° 017/2012 da FATMA (SANTA CATARINA, 2012) e com a Resolução CONAMA n° 430/11 (BRASIL, 2011);

➤ Estimativa da Viabilidade Econômica

- Considerando a redução mínima da produção de lodo de 38%, a estimativa de gastos realizada com a aplicação de ácido fólico em uma ETE real do tipo lodos ativados, proporcionaria uma economia mínima de 28% nos gastos com o tratamento e disposição final do lodo.

➤ Considerações e Recomendações Finais

A partir das constatações e da experiência adquirida na realização da presente pesquisa, sugerem-se algumas recomendações para trabalhos futuros:

- Aplicar este estudo em escala real, onde as variações operacionais tendem a ser melhor absorvidas pelo processo de tratamento;
- Investigar possíveis causas da flotação de lodo no decantador secundário, investigando não somente a desnitrificação nesta unidade, como também, a possível liberação de nitrogênio gasoso dentro do tanque de aeração;
- Utilizar um número maior de sondas na análise de FISH que possam identificar mais grupos de bactérias desnitrificantes;
- Considerando a escassez na literatura científica, sugere-se a investigação mais aprofundada na elucidação dos mecanismos de atuação do ácido fólico na minimização da produção de lodo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12.713**. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia sp.* (*Cladocera crustacea*). Rio de Janeiro, 2003.

AKERBOOM, R.K., LUTZ, P., BERGER, H.F. **Folic acid reduces the use of secondary treatment additives in treating wastewater from paper recycling**. In. International Environmental Conference. Oregon-Portland, 1994. Disponível em: <http://www.dosfolat.de/literature/DOSFOLAT_use_papermills.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2013.

ALBUQUERQUE, J da S. **Redução da produção de lodo biológico no processo de lodo ativado por ozonização**. 2008. 154f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

ALEXANDRE, V. M. F. **Redução de descarte de lodo em sistemas de lodos ativados tratando efluente de refinaria de petróleo**. 111f. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

AKHTAR, M. J., Khan, M. A., AHMAD, I. **Photodegradation of folic acid in aqueous solution**. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis, 25: 269–275, 1999.

ANDREOLI, C.V. (coordenador). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Brasil). Paraná: PROSAB, 273p. 2001.

ANDREOLI, C. V. **Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura**. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Brasil). Paraná: PROSAB, 98p. 1999.

ANDREOLI, C. V., LARA, A. I de; FERREIRA, A. C., BONNET, B. R. P., PEGORINI, E. S., R.K.G. **A gestão dos biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto doméstico**. Engenharia e Construção. Curitiba, 1998.

ANDREOLI, C.V., VON SPERLING, M. FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte; Companhia de Saneamento do Paraná, 483p. 2001.

AMANN, R. **In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes**. In: AKKERMAN, A.D.L. VAN ELSAS, J.D. DE BRUJIN, F.J. (eds). *Molecular microbial ecology manual*, 1-15, 1995.

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

BAEK, S.H., PAGILLA, K.R. **Simultaneous nitrification and denitrification of municipal wastewater in aerobic membrane bioreactors**. *Water Environment Research*, 80 (2): 109-117, 2008.

BENTO, A. P., SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L. S., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. **Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 10 (4): 329-338, 2005.

BERTACCHI, M de C. **Investigação da adição de desfolat em sistemas de lodo ativado para controle e redução do lodo gerado**. 218f. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2005.

BIOPRIME. **Environmental Technologies from Europe**. Disponível em: <<http://www.bioprime.com>>. Acesso em: 7 nov. 2012.

BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília: DF, 2008.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: DF, 2010.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto

gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília: DF, 2006.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 24 de maio de 2011.

Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília: DF, 2011.

BUENO, R. de F. Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto. 143f. 2011. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CANLER, J.P et. al. Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues actives. Cemagref editions. 1999. 155p.

CHEN, F., XIA, Q., JU, L.K. Aerobic denitrification of Pseudomonas aeruginosa monitored by online NAD(P)H fluorescence. Applied and Environmental Microbiology, 69 (11): 6715-6722, 2003.

CHEN, G-H, AN, K-J, SABY, S., BROIS, E., DJAFER, M. Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). Water Research, 37: 3855-3866, 2003.

CHERNICHARO, C. A. de L. Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Brasil). Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544p.

CHON, D.H., ROME, M., KIM, Y. M., PARK, K. Y., PARK, C. Investigation of the sludge reduction mechanism in the anaerobic side-stream reactor process using several control biological wastewater treatment processes. Water Research, 45: 6021-6029, 2011.

CHU, L., YAN, S., XING, X. H., SUN X., JURCIK, B. Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. Water Research, 43: 1811-1822, 2009.

CONCHON, E. A. **Programa de redução da geração de biossólidos**. Neotex Soluções Ambientais. 1998. Disponível em: <http://www.dosfolat.de/reports/NEOTEX2003br.ppt>. Acesso em: 15 mar 2013.

DAUDT, C, G. **Análise comparativa de técnicas para minimização da produção de lodo em sistemas de lodos ativados**. TCC - Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

DOSFOLAT. Disponível em: <<http://www.dosfolat.de>>. Acesso em 12 maio 2013.

DUBÉ, E., GAGNON, D., LAVALLÉE, H. C., ROBERT, S. **Applications of folic acid in secondary wastewater treatment**. Lachine, Canada, 2002.

DUBOIS, M; GILLES, K.A.H; AMILTON, J.K; REBERS, P.A; SMITH, F. **Colorimetric method for determination of sugars and related substances**. Analytical Chemistry, 28(3), 350-356. 1956.

EC. European Commission. **Directive on landfill of waste**. Directive 31, 1999. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31999L0031>>. Acesso em: 17 jul. 2014

EC. European Commission. **Waste Framework Directive**. 2008. Disponível em: < <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32008L0098>>. Acesso em: 17 jul. 2014.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual**. 1999. 815-R-99-014,. Disponível em: <http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/mdbp/upload/2001_01_12_mdbp_alter_cover_al.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2013.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Reduction of nitrogen in domestic wastewater from individual residential homes**. 03/08/WQPC-SWP, 2003. Disponível em: < http://www.epa.gov/etv/pubs/09_vr_retrofast.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2013.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Standards for the use or disposal of sewage sludge; final rules. 40 CFR Part 257.** 1993. Disponível em: <<http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/upload/fr2-19-93.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2013.

FERNANDES, H. **Estrutura da comunidade microbiana e sua influência no desempenho de reatores em bateladas sequenciais em escala real.** 189f. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

FERNANDES H; JUNGLES, M. K; HOFFMANN H; ANTONIO, R.V; COSTA, R.H.R. **Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities.** Bioresource Technology, 132:262-268, 2013.

FOLADORI, P., ANDREOTTOLA, G., ZIGLIO, G. **Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants.** University of Trento, Italy. IWA Publishing. 2010. 361p.

GERARDI, M. H. **Nitrification and denitrification in the activated sludge process.** Wiley-Interscience, 2002. 187p.

GRAY, N. F. **Activated sludge.** New York: Oxford University Press, 1990. 272 p.

GUO, W.Q., YANG, S. S., XIANG, W. S., WANG, X. J., REN, N.Q. **Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes - A comprehensive review.** Biotechnology Advances, 31:1386–1396, 2013.

HASSANI, A.H., NEJAEI, A., TOROBIAN, A. **Excess sludge minimization in conventional activated sludge pilot plant by three chemical matters.** Int. J. Environ. Res., 5(4):981-988, 2011.

HE, S-b; X, G; WANG, B-z. **Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor.** Journal of Hazardous Materials, 168: 704-710, 2009.

HENZE, M., GRADY, C.L., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T. **Activated sludge Model N^o1**. Scientific and Technical, Report N^o1, London: IWA Publishing, 1987.

HERNANDEZ, J. M. (2012), **Excess sludge reduction during activated sludge municipal wastewater treatment by integrating an anoxic holding tank and post-ultrasound treatment to enhanced biomass maintenance metabolism**. 246p. 2012. Doctorate's thesis, The Ottawa-Carleton Institute for Environmental Engineering, Ottawa. 2012.

HOFFMANN, H; WOLFF; D.B.; COSTA; T.B.; WEITZ J.; PLATZER, C., COSTA, R.H.R: da. **Avaliação de Reatores Sequenciais por Batelada do Tipo Lodo Ativado**. In: IV Simpósio Internacional De Qualidade Ambiental. ABES, Porto Alegre, 2004.

HUANG, H.K., TSENG, S.K. **Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic-environment**. Applied Microbiology and Biotechnology, 55: 90-94, 2001.

IZQUIERDO, B. K. H. **Estudo do Comportamento de um Sistema de Lodos Ativados com Reator de Leito Móvel (MBBR)**. 131f. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

JU, L.K., HUANG, L., TRIVEDI, H. **Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in single-tank low-dissolved-oxygen systems under cyclic aeration**. Water Environment Research, 79 (8): 912-920, 2007.

KAMEYAMA, O. **Avaliação da aplicação de ácido fólico em tratamento aeróbico de águas residuárias**. 98f. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

KHURSHED, A; KAZMI, A. A. **Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction**. Water Research 45: 4287-4310, 2011.

KLAUSEN, M. M., THOMSEN, T. R., NIELSEN, J. L., MIKKELSEN, L. K., NIELSEN, H. P. **Variations in microcolony strength of probe-defined bacteria in activated sludge flocs.** FEMS Microbiology Ecology, 50: 123–132, 2004.

LACKO, N., BUX, F., KASAN, H.C. **Survey of filamentous bacteria in activated sludge plants in KwaZulu-Natal.** Centre for Water and Wastewater Research. South Africa. 1998.

LAMEGO NETO, L. G., WAGNER, J., HOLTZ, A. M., CAMPOS, R. H., COSTA, R. H. R da. **Monitoramento de reator híbrido em bateladas sequenciais (RHBS) utilizando testes respirométricos.** AIDIS, 3(1): 62-73, 2010.

LI, B., WU, G. **Effects of sludge retention times on nutrient removal and nitrous oxide emission in biological nutrient removal processes.** Environmental Research and Public Health, 11: 3553-3569, 2014.

LIN, J., HU, Y., WANG, G., LAN, W. **Sludge reduction in an activated sludge sewage treatment process by lysis-cryptic growth using ClO_2 -ultrasonication disruption.** Biochemical Engineering Journal, 68: 54-60, 2012.

LIU, Y; TAY, J.H. **Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process.** Biotechnology Advances, Singapore, 19, 97-107, 2001.

LOW, E. W; CHASE H. A. **The effect of maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment.** Water Res., 33: 847-853, 1999.

LOWRY, O. H. ROSEBROUGH, N. J. FARR, A. L. RANDALL, R. J.(1951), **Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent.** Journal of Bio Chem., 193, 265.

MA, H., ZHANG, S., LU, X., XI, B., GUO, X., WANG, H., DUAN, J. **Excess sludge reduction using pilot-scale lysis-cryptic growth system integrated ultrasonic/alkaline disintegration and hydrolysis/acidogenesis pretreatment.** Bioresource Technology, 116: 441-447, 2012.

MACIEL, C. B. **Microbiologia de lodos ativados da empresa FRAS-LE**. TCC - Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia Química, Universidade de Caxias do Sul, 2002.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

MOHR, H. **Folic Acid- A micronutritive and promoter of growth for bacteria and fungus: A review**. BioTechnologie das Nachrichten-Magazin, 1987.

NIELSEN, J. L.; HANSEN, A. A. **Identification of denitrifying microorganisms in activated sludge by FISH**. In: FISH handbook for biological wastewater treatment. Ed Nielsen, Daims and Lemmer. IWA Publishing. London- UK, 123, 2009.

OCHOA, J.C., COLPRIM, J., PALACIOS, B., PAUL, E., CHATELLIER, P. **Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor**. Water Science & Technology, 46 (1-2): 397-404, 2002.

OLIVEIRA, G. S. S de., ARAÚJO, C.V de M., FERNANDES, J. G. S. **Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 14 (2): 183-192, 2009.

OSTRANDER, S. J. **A non-conventional solution to an old problem**. Operations Forum. vol. 9, n.1, 1992. Disponível em: <http://www.dosfolat.de/literature/ostrander/ostrander.html>. Acesso em 12 dez. 2012.

PARSEKIAN, M. P. S; PIRES, E.C. **Monitoramento e controle do crescimento excessivo de bactérias filamentosas em sistema anaeróbio/aeróbio de tratamento de esgoto doméstico**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28. Cancún, México, 2002.

PÉREZ-ELVIRA, S. I. DIEZ, P. N. AND FDZ-POLANCO, F. **Sludge minimization technologies**. Environmental Science and Biotechnology, 5: 375- 398, 2006.

PLATTES, M., FIORELLI, D., GILLÉ, S., GIRARD, C., HENRY, E., MINETTE, F., O'NAGY, O., SCHOSSELER, P. M. **Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor using respirometry for the estimation of kinetic parameters.** Biochemical Engineering Journal, 2006.

RAMAKRISHNA, D, M; VIRARAGHAVAN, T. **Strategies for sludge minimization in activated sludge process: a review.** Fresenius Environmental Bulletin, 14 (01): 2-12, 2005.

RESTREPO, J. J. B. **Determinação da taxa de transferência de elementos-traço de resíduos sólidos urbanos para lixiviado.** 221 f. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2013.

SABY, S; DJAFER, M; CHEN, G. H. **Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge production in activated sludge process.** Water Research, 36 (3): 656-666, 2002.

SANTA CATARINA. **Portaria FATMA n. 017, de 18 de abril de 2002.** Estabelece os limites máximos de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. 2002.

SANTA CATARINA. **Lei n. 14.675, de 13 de abril de 2009.** Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. 2009.

SANTOS, A. D dos. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo.** 2003. 282f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade São Paulo, São Paulo, 2003.

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

SENERER, E; BARLAS. H. **Determination of effect of folic acid on biological treatment efficiency.** İstanbul-Turkey, 2001.

SENERER, E; BARLAS. H. **Effects of folic acid on the efficiency of biological wastewater treatment.** Fresenius Environmental Bulletin, 13 (10): 1036-1039, 2004.

SOARES, M. R. (2004). **Coefficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo.** 202f. 2004. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

SOBRINHO, P. A., SAMUDIO, E. M. M. **Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operado em bateladas.** In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. 2000. Porto Alegre-RS.

STRUNKHEIDE, J. **Stabilized folic acid vitamin for the reduction of excess sludge in sewage treatment plants.** IWB Institut Wasser und Boden e.V. Germany, 2004.

SURAMPALLI, R.Y., TYAGI, R.D., SCHEIBLE, O.K., HEIDMAN, J.A. **Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors.** Bioresource Technology, 34: 151-157, 1997.

THAURÉ, D., LEMOINE, C., DANIEL, O., MOATAMRI, N., CHABROL, J. **Optimisation of aeration for activated sludge treatment with simultaneous nitrification desnitrification.** Water Sci Technol, 58(3): 639-645, 2008.

TORRES, D. P de C. **Estudo microbiológico da influência da adição química de ácido fólico em sistemas de lodos ativados.** 180f. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

TROIANI, C., EUSEBI, A. L., BATTISTONI, P. **Excess sludge reduction by biological way: From experimental experience to a real full scale application.** Bioresource Technology, 102: 10352:10358, 2011.

UAN, D. K., KHOA, M. A., WALDER, J. **An approach of cleaner production concepts for minimization of sludge from wastewater treatment systems.** 2011.

VAN HAANDEL, A.C., MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – teoria e aplicação para projeto e operação.** Campina Grande: Eprgraf, 1999. 472 p.

VAN HAANDEL, A; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater Treatment: design and optimization of activated sludge systems.** Leidschendam: Quist Publishing, 2007. 538 p.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia de lodos ativados.** São Paulo: CETESB, 1989, 23p. (Série Manuais).

VELHO, V. F; FILHO, P. B; COSTA, R. H. R. da. **Estratégias para reduzir a produção de lodo.** Hydro, 2013.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**, v.4. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002. 428 p.

WAGNER, J. **Desenvolvimento de grânulos aeróbios e tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais.** 211f. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

WANG, B.; HE, S.; WANG, L. **Simultaneous nitrification and denitrification in MBR.** Water Science and Technology. Londres, 52(10): 435-442, 2005.

WANG, B; WANG, W; HAN, H; HU, H; ZHUANG, H. **Nitrogen removal and simultaneous nitrification and denitrification in a fluidized bed step-feed process.** Journal of Environmental Sciences, 24(2): 303–308, 2012.

WANG, G., SUI, J., SHEN, H., LIANG, S., HE, S., ZHANG, M., XIE, Y., LI, L., HU, Y. **Reduction of excess sludge production in sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation.** Journal of Hazardous Materials. 192: 93-98, 2011.

WANG, J., ZHAO, Q., JIN, W., LIN, J. **Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settling-anaerobic (OSA) process.** Front. Environ. Sci. Engin, 2: 36-43, 2008.

WEI, Y.; VAN HOUTEN, R. T.; BORGER, A. R.; EIKELBOOM, D. H. FAN, Y. **Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment.** Water Research. 37: 4453–4467, 2003.

WEN, Q.; CHEN, Z.; SHI, H. **T-RFLP detection of nitrifying bacteria in a fluidized bed reactor of achieving simultaneous nitrification–denitrification.** Chemosphere, 71:1683-1692, 2008.

WILÉN, B.T., LUMLEY, D., MATTSSON, A., MINO, T. **Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale.** Water Research, 42: 4404–4418.

WOLFF, D. B. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio de esgoto urbano em reatores híbridos utilizando dois materiais suporte flotantes.** 2005. 231f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 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: SINAFERM - Simpósio Nacional de Fermentações, 14. Florianópolis-SC, 2003.

ZENG, R. J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, Y.J. **Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor.** Biotechnol. Bioeng, 84(2): 170-178, 2003.

ZHANG, P., ZHOU QI. **Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration.** Front. Environmental Science Eng. China, 2(1): 1-4, 2007.

ZHANG, G., YANG, J., LIU, H., ZHANG, J. **Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms.** Bioresource Technology, 100:1505–1509, 2009.

ZHOU, K.; XU, M.; LIU, B.; CAO, H. **Characteristics of microfauna and their relationships with the performance of an activated sludge plant in China.** Journal of Environmental Sciences, 20: 482–486, 2008.

ZOPPAS, F. M. **Estudo da remoção de nitrogênio em efluentes por nitrificação e desnitrificação simultâneas.** 2012. 101f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.