

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
MESTRADO PROFISSIONAL EM INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS**

THIAGO AUGUSTO DE MORAIS

**MODELAGEM DINÂMICA EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE EFLUENTES
UTILIZANDO OS MODELOS: ASAL1 PARA LODO ATIVADO E ADM1 PARA
REATORES UASB VISANDO ANÁLISE DE COMPORTAMENTO DOS SISTEMAS**

CAMPO MOURÃO

2018

THIAGO AUGUSTO DE MORAIS

**MODELAGEM DINÂMICA EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE EFLUENTES
UTILIZANDO OS MODELOS: ASAL1 PARA LODO ATIVADO E ADM1 PARA
REATORES UASB VISANDO ANÁLISE DE COMPORTAMENTO DOS SISTEMAS**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas da Universidade Tecnológica Federal do Paraná como requisito parcial para a obtenção de título de “Mestre em Inovações Tecnológicas” – Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira.

**CAMPO MOURÃO
2018**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

M828 Morais, Thiago Augusto de

Modelagem dinâmica em estações de tratamento de efluentes utilizando os modelos: ASAL1 para lodo ativado e ADM1 para reatores UASB visando análise de comportamento dos sistemas / Thiago Augusto de Morais. – Campo Mourão, 2018.
106f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: Rafael Montanhini Soares de Oliveira
Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas, Campo Mourão, 2018.
Inclui bibliografia.

1. Efluentes – Estação de tratamento. 2. Lodo ativado. 3. Inovações tecnológicas – Dissertações. I. Oliveira, Rafael Montanhini Soares de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas. III. Título.

CDD (22. ed.) 658.514

Biblioteca da UTFPR - Câmpus Campo Mourão

Bibliotecária/Documentalista:
Andréia Del Conte de Paiva – CRB-9/1525

TERMO DE APROVAÇÃO

MODELAGEM DINÂMICA EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZANDO OS MOLDEOS: ASAL1 PARA LODO ATIVADO E ADM1 PARA REACTORES UASB VISANDO ANÁLISE DE COMPORTAMENTO DOS SISTEMAS.

Por

THIAGO AUGUSTO MORAIS

Essa dissertação foi apresentada às onze horas, do dia dezoito de agosto de dois mil e dezoito, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Inovações Tecnológicas, Linha de Pesquisa Desenvolvimento Tecnológico em Saneamento e Recursos Hídricos, no Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas - PPGIT, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira (Orientador – PPGIT)

Prof^a. Dr^a. Flávia Vieira da Silva Medeiros (Membro Interno – PPGIT)

Prof^a. Dr^a. Ana Paula Peron (Membro Externo – UTFPR-CM)

Prof. Dr. Márcio Carvalho dos Santos (Membro Externo – UNESPAR)

A via original com as assinaturas encontra-se na secretaria do programa.

AGRADECIMENTOS

Inicio meus agradecimentos sendo grato à Deus pelas oportunidades apresentadas e por todo o conhecimento adquirido ao longo dessa jornada.

Dito isso, a presente dissertação de mestrado não poderia ter sido concluída com sucesso sem o apoio de diversas pessoas. Gostaria de agradecer em especial a meus pais, José Augusto e Lilian, e meu irmão, Fellipe, pela força e suporte durante os dois anos de mestrado.

Agradeço também ao orientador, Professor Doutor Rafael Montanhini, por toda a paciência e todo o conhecimento compartilhado. Ainda, gostaria de agradecer também às professoras da banca de defesa, Professora Doutora Ana Paula Peron, Professora Doutora Flávia Vieira e Professor Doutor Márcio Carvalho, que contribuíram, e muito, com as sugestões de melhorias.

Destaco aqui também o agradecimento à SAMAE, de Andirá-PR, por disponibilizar as informações da Estação de Tratamento de Efluentes, essenciais ao desenvolvimento da dissertação.

Por fim, agradeço também aos amigos pessoais e aos colegas de mestrado, em especial Fernando Bazzo, Rafael Carard e Renata Zai pelo apoio ao longo do mestrado.

RESUMO

MORAIS, Thiago A. **Modelagem dinâmica em estações de tratamento de efluentes utilizando os modelos:** ASAL1 para lodo ativado e ADM1 para reatores UASB visando análise de comportamento dos sistemas. 2018. 106 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Inovações Tecnológicas) – Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2018.

O tema de tratamento de efluentes sanitários é pautado pela importância do desenvolvimento de novas tecnologias capazes de otimizar esse processo, haja vista que há uma pressão por conservação de recursos hídricos. Os modelos dinâmicos Activated Sludge Model 1 (ASAL1) para o sistema de lodos ativados e Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1) para os reatores de manta de lodo (UASB) apresentam aplicabilidade na previsão do comportamento de estações de tratamento de efluentes, por meio do *software* Sewage Treatment Optimization and Analysis over Time (STOAT). Propõe-se a observar o comportamento do sistema composto por reatores UASB em cenários representados no STOAT, segundo o modelo ADM1, bem como analisar brevemente o modelo ASAL1 para lodos ativados, ambos focados em remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Para tanto, utilizou-se dados de monitoramento de uma estação em escala piloto de lodo ativado, e dados de uma estação de reatores UASB que atende um município paranaense. Em seguida, os dados de perfil dos efluentes e as características dos métodos de tratamento empregados foram calibrados e replicados no STOAT para então análise de calibração do modelo ASAL1 e realização da simulação de seis possíveis cenários com tempos de detenção hidráulica (TDH) de 7 e 12 horas, em que são variadas as vazões e concentrações de poluentes no sistema de reatores UASB, com modelo ADM1. A calibração do sistema de lodos ativados apresentou variação de 7 mg/l para a DBO total e 4 mg/l para a DBO filtrada, enquanto o parâmetro com maior variação foram os sólidos suspensos com 30 mg/l. Em relação a calibração do modelo ADM1, o programa apresenta, em média, tratamento de parâmetros 10,64% menos eficiente do que o real. Em suma, constatou-se que o *software* possui limitações de parâmetros que podem ser avaliados, devido aos modelos matemáticos empregados e que não houve diferença significativa entre os TDHs. Dessa forma, STOAT apresenta potencial de utilização dos modelos dinâmicos na otimização de processos de tratamentos de efluentes.

Palavras-chave: Tratamento de efluentes; Modelagem dinâmica, STOAT; ADM1; ASAL1.

ABSTRACT

MORAIS, Thiago A. **Dynamic modelling in effluent treatment stations using models:** ASAL1 for activated sludge and ADM1 for UASB reactors focusing on systems behavioural analysis. 2018. 106 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Inovações Tecnológicas) – Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2018.

Sanitary effluents pressure water resources regarding irregular and untreated dumps. This subject is based on the importance of new technologies development, capable of optimizing this process. Thus, the dynamic modelling of Activated Sludge Model 1 (ASAL1) for the activated sludge systems and Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1) for the Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors (UASB) present applicability in the prediction of sewage treatment plants' behaviour, using the Sewage Treatment Optimization and Analysis over Time (STOAT) software. It is proposed to observe the behaviour of the system composed of UASB reactors in scenarios represented in STOAT, according to the mathematical model ADM1, as well as to analyse the ASAL1 model for activated sludge, both focused on Biochemical Oxygen Demand (BOD) removal. In order to do so, it was used monitoring data from an activated sludge station on a pilot scale, and data from a UASB reactors plant serving a city in Paraná. Then, the effluent profile data and the characteristics of the treatment methods used were calibrated and replicated in the STOAT for analysis considering the efficiency of the ASAL1 model and simulation of six possible scenarios with hydraulic retention times (HRT) of 7 and 12 hours, where the flow and concentration of pollutants in the UASB system varied. The calibration of the activated sludge system showed a variation of 7 mg/l for total BOD and 4 mg/l for the filtered BOD, while the parameter with the greatest variation was suspended solids with 30 mg/l. Regarding the calibration of the ADM1 model, the program is, on average, 10,64% less efficient than the actual treatment in removing pollutants. The scenarios studied would fit within the current legislation of treated sewage standards, except for ammoniacal nitrogen. To sum up, it was found that the software has a limited number of parameters that can be evaluated and, in addition, there was no significant difference between the HRTs. In this way, STOAT presents great potential of wastewater treatment optimization by dynamic models' utilization.

Keywords: Wastewater treatment; Dynamic modelling, STOAT; ADM1; ASAL1

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de tratamento preliminar	26
Figura 2: Esquema de filtro biológico com biodisco	28
Figura 3: Diagrama do fluxo de carbono na digestão anaeróbia	32
Figura 4: Fases de crescimento bacteriano	36
Figura 5: Esquema de tratamento por lodo ativado convencional.....	38
Figura 6: Corte longitudinal de um reator UASB	40
Figura 7: Reator UASB circular	41
Figura 8: Metodologia de modelagem do sistema de tratamento de efluentes	44
Figura 9: Sistema de lodo ativado em escala piloto	53
Figura 10: Fotografia de satélite da ETE Sítio das Antas	54
Figura 11: Fotografia dos reatores UASB da ETE Sítio das Antas.....	55
Figura 12: Alteração do padrão numérico do sistema operacional.....	56
Figura 13: Esquema virtual do sistema de lodo ativado	57
Figura 14: Esquema de decantação de lodo	59
Figura 15: Etapas de dimensionamento do sistema de tratamento no STOAT	61
Figura 16: Etapas de calibração do sistema de tratamento no STOAT.....	62
Figura 17: Esquema virtual do sistema de tratamento de reatores UASB	65
Figura 18: Etapas de dimensionamento do sistema de reatores UASB no STOAT	68
Figura 19: Exemplo de outros parâmetros do STOAT	97

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Variação da DBO total e Amônia no efluente final.....	70
Gráfico 2: Variação de Fosfato, Fósforo total, Nitrato e SS totais no efluente final.....	72
Gráfico 3: Variação da DBO total no efluente final após estabilização do sistema.....	73
Gráfico 4: Gráfico de estabilização dos reatores UASB.....	75
Gráfico 5: Comparativo dos cenários de vazão constante.....	84
Gráfico 6: Comparativo de resultados dos cenários de vazão variável.....	85
Gráfico 7: Curva de tratamento do efluente de 2016 no STOAT.....	88
Gráfico 8: Curva de tratamento do efluente de 2017 no STOAT.....	89
Gráfico 9: Comparativo dos cenários de vazão constante com TDH 12 horas.....	91
Gráfico 10: Comparativo dos cenários de vazão variável com TDH 12 horas.....	92
Gráfico 11: Eficiência de remoção da DBO por cenário.....	94

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Níveis de tratamento de efluentes e remoção de poluentes*	24
Quadro 2: Tratamento de esgotos domésticos de acordo com contaminantes.....	25
Quadro 3: Reações de Redução e Oxidação em Reações Anaeróbias.....	30
Quadro 4: Componentes do modelo ASAL1	48
Quadro 5: Equações do modelo ASAL1.....	49
Quadro 6: Frequência da DBO total no efluente final do lodo ativado.....	71
Quadro 7: Frequência da variação das porcentagens de tratamento no reator UASB...	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados de calibração do efluente inicial para Lodo ativado.....	57
Tabela 2: Dados de calibração do efluente inicial 2016	65
Tabela 3: Dados de calibração do efluente inicial 2017	66
Tabela 4: Comparação dos resultados da simulação e dados práticos	73
Tabela 5: Resultado de estabilização do reator UASB.....	76
Tabela 6: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2016 na ETE	78
Tabela 7: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2016 no STOAT	78
Tabela 8: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2017 na ETE	78
Tabela 9: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2017 no STOAT	79
Tabela 10: Comparativo da eficiência de tratamento do efluente em 2016.....	79
Tabela 11: Comparativo da eficiência de tratamento do efluente em 2017.....	79
Tabela 12: Variação da porcentagem de tratamento	80
Tabela 13: Fatores de correção para cada parâmetro do STOAT	81
Tabela 14: Resultados brutos de tratamento do efluente (TDH 7 horas)	83
Tabela 15: Resultados corrigidos de tratamento do efluente (TDH 7 horas).....	83
Tabela 16: Eficiência de remoção da DBO (TDH 7 horas).....	86
Tabela 17: Resultados brutos de tratamento do efluente (TDH 12 horas)	90
Tabela 18: Resultados corrigidos de tratamento do efluente (TDH 12 horas).....	90
Tabela 19: Eficiência de remoção da DBO (TDH 12 horas).....	93

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 JUSTIFICATIVA	15
4 REVISÃO TEÓRICA	16
4.1 SANEAMENTO BÁSICO.....	16
4.1.1 Fases de desenvolvimento do saneamento básico.....	16
4.1.2 Panorama do saneamento no Brasil com enfoque no Estado do Paraná	18
4.1.3 Obstáculos para a universalização do saneamento básico no Brasil.....	20
4.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	23
4.2.1 Tratamento Preliminar.....	25
4.2.2 Tratamento Primário.....	26
4.2.3 Tratamento Secundário.....	27
4.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	29
4.3.1 Processos metabólicos no ambiente anaeróbio.....	29
4.3.2 Rotas básicas do processo biológico	31
4.3.3 Hidrólise e Acidogênese.....	32
4.3.4 Acetogênese	33
4.3.5 Metanogênese.....	34
4.3.6 Sulfetogênese	35
4.3.7 Parâmetros de controle de desenvolvimento bacteriano.....	35
4.4 SISTEMAS CONVENCIONAIS DE LODOS ATIVADOS.....	37
4.5 SISTEMAS CONVENCIONAIS DE REATORES UASB.....	39
4.6 MODELAGEM DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	42
4.6.1 Modelagem dinâmica de sistemas de tratamento de efluentes.....	44
4.6.2 Software WRC STOAT.....	46
4.6.3 Modelo ASAL1 para lodos ativados no WRC STOAT	47
4.6.4 Modelo ADM1 para reator UASB no WRC STOAT	49

5 METODOLOGIA.....	52
5.1 PRIMEIRA ETAPA – CALIBRAÇÃO E SIMULAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO POR LODO ATIVADO	55
5.1.1 Ajustes Preliminares.....	55
5.1.2 Esquemática do Sistema de Lodo Ativado	56
5.1.3 Parametrização Do Efluente Inicial Do Sistema	57
5.1.4 Dimensionamento E Parametrização Do Tanque De Lodo Ativado	58
5.1.5 Dimensionamento E Parametrização Do Decantador Secundário	58
5.3 SEGUNDA ETAPA – CALIBRAÇÃO E SIMULAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO POR REATORES UASB.....	63
5.3.1 Esquemática Do Sistema De Reator UASB	64
5.3.2 Parametrização Do Efluente Inicial Do Sistema	65
5.3.3 Dimensionamento E Parametrização Do Desarenador	66
5.3.1 Dimensionamento E Parametrização Do Reator UASB	66
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
6.1 RESULTADOS DE CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE LODO ATIVADO	69
6.2 DISCUSSÃO DA VIABILIDADE DE SIMULAÇÃO DO SISTEMA DE LODO ATIVADO NO STOAT	72
6.3 RESULTADOS DE CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE REATORES UASB.....	74
6.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS CENÁRIOS PROPOSTOS.....	82
6.4.1 Tempo de Detenção Hidráulica de 7 horas	82
6.4.2 Tempo de Detenção Hidráulica de 12 horas	87
6.5 ANÁLISE DA APLICABILIDADE DO SOFTWARE.....	95
6.6 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS	98
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
APÊNDICE A –Resumo de atendimentos de água e esgoto da região Sul	105
APÊNDICE B –Outros parâmetros disponíveis no STOAT	106

1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas exercem forte pressão sobre os recursos naturais, conforme a expansão urbana e a necessidade de extração de matérias-primas. Em particular, os efluentes domésticos decorrentes do rápido crescimento populacional contribuem para a deterioração da qualidade dos recursos hídricos e até mesmo da saúde da população, quando lançados no meio ambiente sem o devido tratamento (MORAIS, 2011).

Os sistemas de tratamento de esgoto encaminham os efluentes para corpos d'água receptores, os quais não devem sofrer alterações nos parâmetros de qualidade fixados para aquela região de lançamento. As formas de tratamento podem ser variadas, constituindo-se de processos unitários, quando utilizadas reações químicas e biológicas para remoção dos poluentes, e operações unitárias, quando o processo se dá por forças físicas, de forma que estes métodos apresentam diversos níveis.

O tratamento a nível Preliminar visa remover sólidos grosseiros e o Primário, principalmente, sólidos suspensos. O nível Secundário é caracterizado principalmente por remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do efluente e o Terciário, considerado avançado e pouco utilizado no Brasil, visa redução de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, e outros elementos tóxicos, como metais pesados. Muitas estações de tratamento de esgoto (ETEs) sanitário no Brasil e no mundo tem como base processos biológicos de tratamento, de nível secundário. Dentro da esfera desses tratamentos, podem-se citar os métodos de lodos ativados e de reatores de manta de lodo (UASB), largamente empregados no Brasil e que são foco do presente estudo (LOPES, 2015).

O sistema de lodos ativados é composto por uma gama de organismos, como bactérias, protozoários e fungos que decompõem os compostos orgânicos presentes no meio líquido. A biomassa responsável por tratar o efluente é constantemente recirculada no tanque de lodo, permanecendo mais tempo em contato com o efluente para maior degradação da matéria orgânica (POMBO, 2010).

Em relação aos reatores UASB, estes também possuem como princípio de tratamento o contato da biomassa com o efluente, de modo a reduzir DBO. Nos reatores, o lodo sedimenta e, quando o efluente é inserido com fluxo ascendente, a biomassa é mantida em suspensão degradando a matéria orgânica anaerobiamente (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

No entanto, por melhor que seja o método de tratamento escolhido, sem o devido controle e monitoramento, uma ETE pode não tratar os efluentes de maneira satisfatória conforme os padrões descritos na Resolução CONAMA 430 de 2011 e demais legislações estaduais. Neste cenário há necessidade de um controle maior dos sistemas para melhor entendê-los e para manter a qualidade do efluente, atendendo aos padrões previstos em legislação, promovendo a operação e construção de estações mais eficientes (DEBIASI, 2012).

De acordo com dados do IPARDES (2018), a taxa de crescimento populacional no estado do Paraná foi de 1,05% ao ano no decênio 2000-2010, e as previsões para o decênio 2010-2020 apontam para 0,74% ao ano, enquanto a taxa de 0,43% é prevista para 2020-2030. Embora o crescimento demográfico esteja desacelerando, ainda sim o volume de efluentes sanitários é cada vez maior para as ETEs existentes.

Dessa forma, a modelagem matemática de ETEs, temática desse estudo, pode ser de grande valia para uma verificação da atual situação operacional do sistema e um critério para tomada de futuras decisões acerca da estação. Debiasi (2012) destaca que a modelagem é uma representação da realidade do comportamento do sistema em funcionamento, para uma determinada situação. Sendo assim, através dos resultados é possível buscar a otimização da operação e projeto da estação.

Nesse cenário, programas computacionais trazem modelos dinâmicos para realização de simulações, de modo que o Sewage Treatment Optimization and Analysis over Time (STOAT) se destaca por ser de livre acesso e aceito na comunidade científica (WRC STOAT, 2012). Entre os modelos mais utilizados para descrever o tratamento de esgoto sanitário em estações de lodos ativados e de reatores UASB estão o Activated Sludge Model 1 (ASAL1) e o Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1), respectivamente, sendo ambos propostos pela International Water Association (IWA) e inclusos no STOAT (NUHOGLU; KESKINLER; YILDIZ, 2005).

2 OBJETIVOS

Os objetivos geral e específicos a seguir apresentam o direcionamento e o propósito da dissertação.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar, por meio de modelagem dinâmica, a aplicabilidade e o comportamento de sistema de tratamento de efluentes por lodos ativados e de sistema de tratamento de efluentes por reator UASB, utilizando o *software* STOAT.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estruturar o modelo ASAL1 a um sistema de tratamento por lodos ativados em pequena escala.
- Calibrar e validar o modelo através dos dados de monitoramento do sistema de lodos ativados.
- Estruturar o modelo ADM1 ao reator UASB da ETE Sítio das Antas de Andirá, Paraná, Brasil.
- Calibrar e validar o modelo através dos dados de monitoramento do sistema UASB.
- Analisar cenários de simulação da ETE Sítio das Antas em situações especiais de operação.
- Analisar a eficácia de um maior tempo de detenção hidráulica no reator UASB.
- Analisar a aplicabilidade de simulação de processos do *software*.

3 JUSTIFICATIVA

Esta dissertação se enquadra na modalidade inovação, tendo em vista que a aplicação de ferramentas de gestão, em sistemas de tratamento de esgotos, se faz importante no monitoramento da qualidade do efluente e na determinação de índices de qualidade.

O programa WRC STOAT pode trazer evolução significativa na modelagem e simulação das ETEs servindo de apoio à tomada de decisões futuras. O estudo de tratamentos de esgotamento sanitário contribui para a sociedade possibilitando a oferta de sistemas mais eficientes e de baixo custo.

Assim, busca-se trazer inovação de processos na modelagem e simulação de operação de ETEs no Brasil, para a melhoria da qualidade dos esgotos tratados e, conseqüentemente, preservação de recursos naturais.

4 REVISÃO TEÓRICA

A revisão teórica é parte fundamental do processo de investigação. A análise de trabalhos já publicados sobre determinado tema favorece a expansão dos conhecimentos, além de destacar as lacunas e possíveis contribuições referentes à uma nova pesquisa. Dessa forma, a revisão literária tem por objetivos principais delimitar o problema de investigação e ganhar perspectivas metodológicas a serem utilizadas (BENTO, 2012).

4.1 SANEAMENTO BÁSICO

O saneamento básico pode ser definido como o conjunto de medidas adotadas em determinada região visando a melhoria da qualidade de vida de seus habitantes. Para tanto, alguns serviços são mais comumente empregados como o abastecimento de água potável, coleta e tratamento de esgotos. Porém, a abrangência desses serviços não se dá de maneira uniforme e as fases de desenvolvimento do saneamento podem variar por localidade (TEIXEIRA et. al, 2013).

4.1.1 Fases de desenvolvimento do saneamento básico

Segundo Tucci (2011), o desenvolvimento do saneamento básico em núcleos urbanos ao longo da história pode ser dividido em quatro fases distintas que são: Pré-higienista, Higienista, Corretiva e Desenvolvimento sustentável.

A fase inicial compreende o período até o início do século XX, chamada de Pré-higienista. Nessa época, o esgoto era disposto em fossas ou na drenagem, sem coleta ou tratamento no corpo hídrico mais próximo, de modo a ocasionar doenças e

epidemias, além de grande mortalidade e inundações. Tais doenças eram causadas principalmente por vírus, bactérias, protozoários e helmintos disseminados tanto por insetos, quanto pela disposição inadequada de esgotos (ROOKE & RIBEIRO, 2010)

Já a fase Higienista se estende até 1970, época em que havia uma maior conscientização sobre os impactos na saúde populacional decorrentes da disposição inadequada do esgoto. Assim, este era transportado para longe da população por meio de canalização do escoamento. Como consequência, houve significativa redução das doenças embora os rios estivessem mais contaminados e poluídos devido ao grande crescimento urbano e populacional (TUCCI, 2011)

Entre as décadas de 1970 e 1980 houve o investimento em processos de tratamento de esgotos doméstico e industrial afim de evitar a poluição dos corpos hídricos que se encontravam muito afetados devido à industrialização crescente. Assim, desenvolvem-se obras hidráulicas para recuperação de rios e minimização dos impactos ambientais. No Brasil, estes investimentos ocorreram pontualmente em períodos específicos, marcados por desigualdade de acesso aos mesmos pela população (LEONETI et. al, 2011).

A última e atual fase de evolução é a chamada de Desenvolvimento Sustentável que se inicia a partir de 1990, com o surgimento da Agenda 21. Como características, há o tratamento mais avançado de efluentes (nível terciário) e também de escoamento pluvial, em que se desenvolvem novas tecnologias objetivando a preservação do meio ambiente. Como resultado, observaram-se a redução das inundações, maior conservação ambiental quando equiparado a etapas anteriores e melhora da qualidade de vida, principalmente em países desenvolvidos (BARBOSA, 2008).

O Brasil apresenta diferentes níveis de desenvolvimento do saneamento básico ao longo de seu espaço continental. Algumas regiões, como Norte e Nordeste, ainda estão em fase higienista devido à falta de tratamento dos esgotos coletados, além da ausência do controle de resíduos sólidos nas cidades, enquanto outras, como Sul e Sudeste, já rumam em busca do Desenvolvimento sustentável, com maior aporte de investimentos (ROOKE & RIBEIRO, 2010).

De acordo com Leoneti et. al (2011), na primeira década do século XXI, o Brasil realiza uma retomada do investimento em saneamento, embora sejam necessárias

melhorias na governança das organizações do setor e, conseqüentemente, planejamento consistente.

4.1.2 Panorama do saneamento no Brasil com enfoque no Estado do Paraná

As informações referentes ao abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil são reunidas pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e divulgados de acordo com os dados fornecidos por companhia estaduais, empresas e autarquias municipais, além de empresas privadas e prefeituras, sendo estes os prestadores de serviços.

De acordo com SNIS (2014), o índice de atendimento com rede de abastecimento de água nos municípios brasileiros é de 83% para o total, sendo que este número representa 93,2% da população urbana. Quanto à coleta de esgoto por rede pública, o índice de atendimento é de aproximadamente 50% do total, de forma que 57,6% das áreas urbanas são atendidas. Adicionalmente, a média do Brasil de tratamento de esgotos é de 71% da parcela coletada, embora este valor represente apenas 41% do total de esgotos gerados, pois grande parte destes não são coletados para tratamento.

Em relação aos índices de atendimento do ano anterior deste diagnóstico, em 2013, a média do país apresentou um aumento de 0,5% de abastecimento de água no total e 1,2% de aumento da rede coletora de esgotos. Os resultados da pesquisa de 2014 também podem ser observados por regiões, de modo que no Centro-Oeste e no Nordeste, houveram maiores aumentos percentuais de coleta de esgoto, sendo 4,7 e 1,7 se comparados ao ano de 2013. Contudo, os municípios da região Norte e Nordeste ainda possuem serviços de água e esgoto deficientes, sendo notados apenas 55% dos municípios abastecidos com água e 8% com redes coletoras de esgoto no Norte e 73% e 24%, respectivamente na região Nordeste (SNIS, 2014).

O Sul do país, foco deste estudo, conforme indicado em SNIS (2016) apresenta valores acima da média nacional em referência à atendimento de água, tanto no total

(88,2%) quanto na área urbana (97,3%). No entanto, nesta região, a coleta de esgotos ainda é ineficiente e abaixo da média, com apenas 38,1% do total e 44,4% da área urbana. Portanto, há espaço e se fazem necessárias melhorias e investimentos neste setor.

De acordo com os dados apresentados pelo SNIS (2016) na planilha atualizada (Apêndice A) sobre informações de saneamento por estado, no Paraná, 396 dos 399 municípios são atendidos de alguma forma referente a saneamento. Destes 396, 100% são abastecidos com água, enquanto apenas 199 possuem serviços de esgotamento sanitário o que representa aproximadamente 50% das cidades do estado.

Em termos populacionais, cerca de 10,1 milhões de habitantes paranaenses são abastecidos com água e por volta de 6,5 milhões por coleta de esgoto, pois embora a população residente nos respectivos municípios seja maior, em algumas localidades o saneamento não se encontra disponível, conforme apresentado pelo próprio SNIS. Nestes locais, 8.729 funcionários são contratados pelas empresas gestoras para a realização dos serviços, o que representa aproximadamente 0,075% dos municípios, sendo um setor de significância e capaz de fomentar as economias locais devido à geração de empregos.

Da mesma forma, receitas operacionais são geradas decorrentes destas atividades e, de acordo com o levantamento realizado pelo SNIS, no Paraná as receitas diretas e indiretas advindas dos pagamentos de serviços de água, esgoto, água exportada, esgoto bruto importado e dentre outros, geram um total de quase 2,9 bilhões de reais por ano. Este valor corresponde a aproximadamente 38% das receitas totais da região Sul, que é de mais de 7,5 bilhões/ano (SNIS, 2016).

Apesar das deficiências e obstáculos encontrados neste setor, o Paraná se consolida nos últimos anos como um grande investidor na região Sul. Ainda de acordo com os dados do SNIS, o investimento anual, de 2014, contratado pelo prestador de serviços se encontra em 1 bilhão de reais, enquanto outros estados como Rio Grande do Sul investiu apenas 412 milhões e Santa Catarina cerca de 287 milhões em 2014.

O investimento e qualidade dos serviços pode ser avaliada de acordo com indicadores de qualidade como paralisações do atendimento, economias atingidas, reclamações de serviço e dentre outras. Conforme SNIS, ocorrem poucas paralisações

no estado e conseqüente baixa duração em horas/ano destas, quando comparadas a outros estados. Contudo, as economias atingidas podem chegar a um número elevado quando da manutenção de redes de água e esgoto em regiões metropolitanas. As reclamações de serviços no estado são muitas e estão na casa de 3 milhões por ano, mais de 600% das reclamações registradas no Rio Grande do Sul, por exemplo, de modo que apesar de os serviços serem abrangentes, ainda há de se melhorar os mesmos.

O município de Andirá-PR, foco da presente dissertação, atende 56,6% dos domicílios com esgotamento sanitário, ocupando a posição 87ª de 399 municípios no ranking estadual. Em 2017, o censo estimado foi de 20610 habitantes, com uma densidade demográfica de 87,3 hab/km², em que o principal constituinte do PIB é o setor de serviços, seguido por indústria e então agropecuária; (IBGE, 2017; PREFEITURA MUNICIPAL DE ANDIRÁ, 2014).

De acordo com a estimativa do IBGE (2017), se seguida a taxa de crescimento populacional no Paraná, o município de Andirá poderá ter, em 2030, uma população 10% maior, fato que pode afetar os atuais sistemas de abastecimento de água e de coleta de esgoto. Contudo, o IBGE prevê que Andirá, especificamente, apresentará crescimento negativo no período, resultando em decréscimo de até 20% do número atual de habitantes, de forma que a ETE deve ser capaz de suportar oscilações de demanda.

4.1.3 Obstáculos para a universalização do saneamento básico no Brasil

Alguns dos problemas crônicos referentes aos serviços de água e esgoto no Brasil envolvem a utilização da água pela população, mas principalmente a forma de administrar estes serviços por parte dos responsáveis, com impactos ambientais cada vez maiores aos rios. Quanto aos serviços de água, os maiores desafios são a preservação dos mananciais de abastecimento urbano, aumentar a conscientização de

uso de água doméstica e industrial e minimizar a perda da água em meio a distribuição (MOISES et al., 2010).

Os problemas relacionados ao esgotamento sanitário são principalmente devido ao despejo sem tratamento dos esgotos sanitários, contaminando o sistema hídrico regional. O esgoto pluvial também é significativo pois transporta poluição orgânica e de metais até os rios em períodos chuvosos. Ainda, há o depósito irregular de resíduos sólidos urbanos que servem como fonte constante de contaminação de águas superficiais e subterrâneas. Por fim, a ocupação descontrolada e sem planejamento do solo urbano e a contaminação subterrânea por meio de fossas sépticas e vazamentos dos sistemas de esgoto completam esta lista (TUCCI, 2011).

Desse modo, as regiões que possuem abastecimento, quando afetadas por um dos motivos supracitados, geralmente tem sua qualidade de água reduzida ou necessitam de tratamentos mais complexos, muitas vezes químicos, para atender os padrões de qualidade de água fornecida à população. Embora algumas regiões do país, como Sul e Sudeste, apresentem boa cobertura de serviços de água, estes podem se tornar inviáveis caso ocorra contaminação e não haja medidas de controle ambiental. (RAZZOLINI & GUNTHER, 2008)

Alguns investimentos pontuais foram realizados no Brasil nos últimos anos referentes à expansão das redes de coleta de esgotos por parte dos órgãos e empresas responsáveis. Contudo, o volume, que é de fato tratado previamente ao despejo em corpos hídricos, ainda é baixo. Um dos casos mais significantes é o fato de que muitas redes de esgoto projetadas ou instaladas não previram a ligação de habitações ou condomínios futuros, de modo que essas redes não possuem capacidade de coleta. De modo análogo, se estes projetos foram elaborados ou executados de forma incorreta, o esgotamento sanitário pode vir a escoar pelo sistema de águas pluviais diretamente para os rios, sem nenhum tratamento (SAMPAIO & SAMPAIO, 2007).

A universalização dos serviços de água e esgoto pode ser determinada como a cobertura de atendimento total de uma área ou população, embora ter esses serviços à disposição nem sempre significa ter universalizado o atendimento. Alguns dos principais fatores inibidores dos investimentos em infraestrutura sanitária e consequente aumento do índice de cobertura de atendimento são referentes às instituições setoriais, como:

mecanismos de políticas públicas, regulação dos serviços e titularidade (GALVÃO JUNIOR, 2009).

Diversas vezes o acesso à infraestrutura de saneamento básico é limitado pela capacidade de pagamento das tarifas pela população, não sendo limitado apenas à qualidade e continuidade desses serviços. Assim, se fazem necessárias políticas públicas eficientes na distribuição consciente de recursos financeiros e de outras naturezas entre os diversos grupos da sociedade (FREY, 2009).

O modelo brasileiro de subsídio mais adotado é o do tipo cruzado, em escala estadual da prestação de serviços em uma única empresa. Tais empresas distribuem os subsídios das cidades mais ricas para as mais pobres e também das categorias de maior poderio econômico, como indústrias e comércio, para as de menor economia, como residências. Contudo, este modo de administração é alvo de críticas, uma vez que podem ocorrer inversão de prioridades de investimentos, favorecendo as áreas mais ricas (SEROA DA MOTTA & MOREIRA, 2006).

Independentemente do mecanismo adotado, é preciso alguns critérios para uma política redistributiva bem-sucedida. Primeiramente, a prioridade deve ser o atendimento aos mais pobres, seguido da transparência da instituição responsável, de modo a tornar possível o monitoramento e controle da eficiência desse mecanismo. Adicionalmente, destaca-se que investimentos sem a definição clara dos objetivos e mecanismos podem gerar desperdício de recursos, bem como o uso de sistemas ineficazes causando impactos à saúde pública. Portanto, faz-se necessário, acima dos mecanismos a serem utilizados, resguardar as premissas para a universalização do atendimento de água e esgoto à população (SEROA DA MOTTA, 2004).

A regulação da prestação dos serviços também é um fator importante e pode ter várias funções. Esta pode fazer cumprir, por meio de políticas públicas, as definições estabelecidas e decididas nos poderes executivos e legislativos, visto que nem sempre essas são aplicadas na prática se não houver regulações. Ainda, estas podem desenvolver mecanismos que fomentem a eficiência do serviço prestado, alocando mais recursos e posterior expansão da infraestrutura. A regulação proporciona também um ambiente mais estável para realização de investimentos no setor, de modo que é

importante considera-la como uma parcela significativa do conjunto de soluções (GALVÃO JUNIOR, 2009).

A questão acerca da titularidade dos serviços de água e esgoto nos sistemas integrados e em metrópoles continua um impasse, devido à ausência de definição na constituição federal, sendo este o principal obstáculo para o estabelecimento de políticas regulatórias setoriais de saneamento. Desse modo, os sistemas e infraestruturas seguem sendo compartilhados por vários municípios, enquanto a decisão sobre a titularidade municipal ou estadual continua sob análise. (CUNHA *et. al*, 2006) ressalta que, independentemente da definição, é preciso avançar frente ao aumento da abrangência do saneamento básico no Brasil, de forma a evitar o detrimento do planejamento, desenvolvimento e aplicação dos recursos enquanto esta questão não se resolve.

4.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

Os efluentes sanitários gerados em núcleo populacionais são tratados em ETEs, com o objetivo de preservar o meio ambiente e proporcionar à população saneamento básico e saúde. Para tanto, são necessários diferentes níveis de tratamento, de acordo com as características do esgoto gerado, para remover os poluentes e garantir o padrão de qualidade vigente (VON SPERLING, 1996).

Os níveis de tratamento e os respectivos poluentes a serem removidos são apresentados no Quadro 1 abaixo.

Nível de tratamento	Remoção de poluentes
Preliminar	Areia e sólidos grosseiros que podem danificar equipamentos ou a operação da estação
Primário	Sólidos em suspensão sedimentáveis e matéria orgânica componente destes sólidos
Primário Avançado	Sólidos em suspensão e matéria orgânica (usualmente com auxílio de produtos químicos e/ou filtração)
Secundário	Sólidos em suspensão e matéria orgânica biodegradável solúvel e particulada (DBO)
Secundário com remoção de nutrientes	Nutrientes, sólidos em suspensão e compostos orgânicos biodegradáveis
Terciário	Poluentes específicos, tóxicos ou não biodegradáveis e nutrientes – Pouco utilizado no Brasil

Quadro 1: Níveis de tratamento de efluentes e remoção de poluentes*

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003)

Os tratamentos preliminar e primário se valem principalmente de mecanismos físicos de remoção de poluentes, devido a características destes: sólidos grosseiros. Já no nível secundário, predominam mecanismos biológicos de tratamento.

De acordo com Jordão e Pessoa (2005), os fenômenos físicos de remoção de poluentes se baseiam na separação do meio líquido em que estão dissolvidos, objetivando a remoção de substâncias em suspensão, como sólidos grosseiros, sólidos sedimentáveis e de sólidos flutuantes.

Os processos biológicos se valem da presença de microrganismos nos efluentes. Estes são capazes de transformar componentes complexos em mais simples por meio de oxidação biológica e digestão de lodo. Adicionalmente, existem os processos químicos que, dificilmente, são utilizados de forma isolada e visam a remoção de contaminantes por meio de reações químicas (LOPES, 2015).

Dessa forma, o Quadro 2 apresenta os principais processos de tratamento para os esgotos domésticos em ETEs, de acordo com os contaminantes.

Contaminante	Processo de tratamento
Sólidos Suspensos	Gradeamento
	Desarenador
	Sedimentador
DBO - Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização
	Lodos ativados
	Filtro biológico
	Tratamento anaeróbio
Patógenos	Lagoas de maturação
	Desinfecção com produtos químicos
	Desinfecção com radiação ultravioleta
Nitrogênio	Remoção biológica
	Físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica
	Físico-químicos

Quadro 2: Tratamento de esgotos domésticos de acordo com contaminantes.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

No Brasil, as formas de tratamento mais empregadas são os níveis preliminares, primários e secundários, com ênfase em sistemas de tratamentos biológicos. Dessa forma o estudo foca em tais processos.

4.2.1 Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar tem por objetivo a remoção de sólidos grosseiros e areia, de modo que utiliza processos físicos de separação. Dentre os métodos utilizados, incluem-se sedimentação, peneiramento e, também, unidades de medição de vazão. Essas medições são, geralmente, constituídas por calhas Parshall, vertedores e mecanismos para tubulações fechadas. Usualmente, esses sistemas são compostos de gradeamento, desarenador e medidor de vazão, nesta ordem (VON SPERLING, 1996).



Figura 1: Esquema de tratamento preliminar
Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

O gradeamento retém, de acordo com o espaçamento entre as barras, materiais de maiores dimensões visando a proteção de tubulações, bombas e também dos equipamentos de tratamento.

Em seguida, o efluente é direcionado aos desarenadores, em que a areia contida nos esgotos é removida por meio de sedimentação. Este processo se constitui de caixas retangulares de comprimento alongado e velocidade de escoamento baixa e, conforme sua granulometria, a areia sedimenta mais rapidamente do que a matéria orgânica presente no líquido (que será tratada em processos subsequentes).

Assim, a remoção da areia acumulada no fundo do desarenador pode se dar por meio mecanizado ou até mesmo manual. Realizando esse procedimento, evita-se abrasão nos equipamentos e tubulações, de modo a facilitar o transporte do líquido e reduzir a obstrução de canais de transporte (VON SPERLING, 1996).

4.2.2 Tratamento Primário

O tratamento primário visa a remoção inicial de sólidos em suspensão por meio de sedimentação, ocasionando redução na DBO. Dentre os métodos mais utilizados estão os tanques de decantação e fossas sépticas, que podem reduzir até 70% dos

sólidos em suspensão, até 40% de coliformes totais e até 40% de DBO (VON SPERLING, 1996).

Os tanques de decantação, conceitualmente, separam os sólidos presentes em suspensão no meio líquido por meio da diferença da densidade. Dessa forma, os sólidos se acumulam em uma massa depositada ao fundo do tanque, que pode ser retangular ou circular, e é removida posteriormente por meio de tubulação ou raspadores mecânicos e bombas de sucção. Caso os sólidos possuam densidade menor que o meio líquido, estes se concentram na superfície dos tanques e são coletados para tratamento (VON SPERLING, 1996).

De forma análoga, as fossas sépticas sedimentam os sólidos em suspensão no fundo da câmara, local em que a massa sólida permanece por cerca de alguns meses para estabilização anaeróbia de seus componentes previamente à remoção e disposição final (VON SPERLING, 1996).

4.2.3 Tratamento Secundário

Os tratamentos de nível secundário visam a remoção da matéria orgânica dissolvida no meio líquido, as quais não são removidas nos processos anteriores e que decantam mais lentamente. Nesses sistemas, há uma etapa biológica que visa catalisar as reações naturais pertinentes a corpos receptores tangente à degradação da DBO por meio de microrganismos e reações bioquímicas (VON SPERLING, 1996).

Ainda segundo Von Sperling (1996), os métodos mais comuns são as Lagoas de estabilização, Lodos ativados, Filtros biológicos e Tratamentos anaeróbios. Nesses sistemas há uma etapa biológica em que o contato do efluente com os microrganismos propicia que o material orgânico presente sirva como substrato para crescimento da biomassa presente por meio da transformação em gás carbônico, água e material celular.

As lagoas de estabilização são classificadas em Facultativas, Anaeróbias – Facultativas e Aerada Facultativas. De acordo com o autor, a DBO solúvel é

estabilizada aerobiamente por bactérias suspensas na lagoa, enquanto a DBO suspensa sedimenta e é estabilizada anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa, ao passo que as algas na solução providenciam oxigênio necessário para reações.

No que tange os filtros biológicos (Figura 2), a redução da DBO ocorre por meio do contato entre a biomassa de bactérias aderidas a um meio suporte, como o biodisco, enquanto o efluente é conduzido por meio da biomassa, como um filtro. O líquido percola pelo tanque e sai pelo fundo, de modo que a matéria orgânica fica retida e é digerida de forma análoga por microrganismos aeróbios.

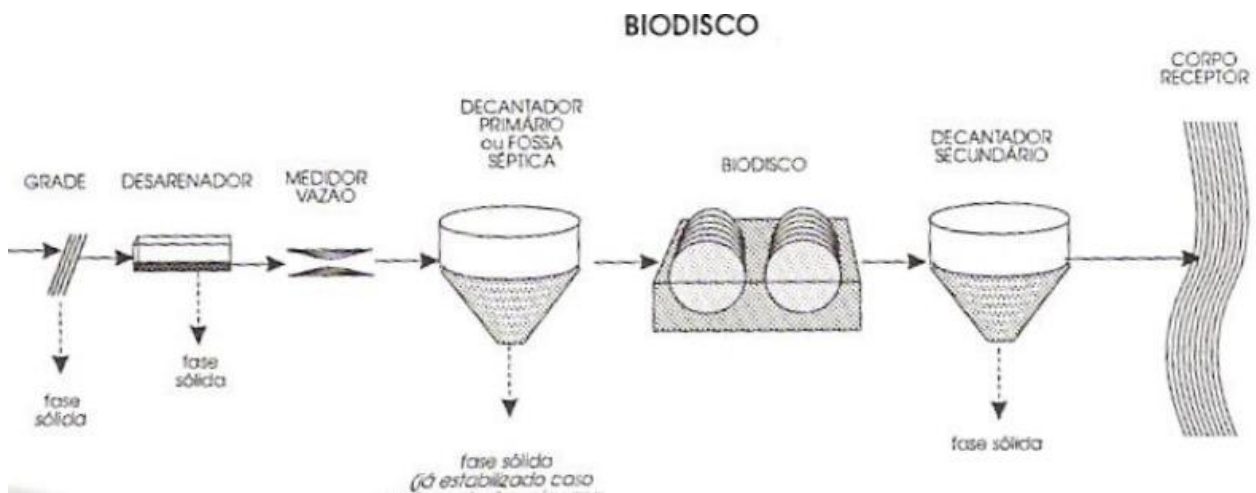


Figura 2: Esquema de filtro biológico com biodisco
Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

Os sistemas de lodos ativados são constituídos por um decantador primário, um reator e um decantador secundário. Assim, a concentração de biomassa no reator é significativa, pois há recirculação de biomassa. O decantador secundário fornece suprimento de microrganismos que são reintroduzidos antes do reator, de modo que a biomassa permanece mais tempo que o líquido no sistema, garantindo uma alta remoção de DBO (VON SPERLING, 1996).

Por fim, há os sistemas anaeróbios de tratamento, constituídos principalmente de filtros anaeróbios e reatores de manta de lodo. Os filtros anaeróbios funcionam de maneira análoga aos filtros biológicos supracitados, com a distinção de estarem

submersos, resultando em tratamento anaeróbio. Já os reatores de manta de lodo operam com fluxo ascendente do efluente, de forma que a DBO é estabilizada anaerobiamente ao entrar em contato com a biomassa no interior do reator.

4.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

O processo biológico de digestão anaeróbia é fundamentado na decomposição de matéria orgânica, através de microrganismos, convertendo a mesma em gases, líquido e lodo biológico.

Em um processo de tratamento de efluentes, é essencial o conhecimento das características do afluente ao sistema anaeróbio, visando assegurar a eficiência do processo por meio de controle operacional adequado.

De forma análoga, o conhecimento da microbiologia do processo e das reações envolvidas é necessário. Este tipo de tratamento se destaca em regiões tropicais onde as temperaturas mesofílicas são predominantes, favorecendo a cinética das reações. Dessa forma, é possível se obter um tratamento eficiente bem como um baixo custo de construção e operação.

Contudo, a digestão anaeróbia não remove satisfatoriamente organismos patogênicos e nutrientes. Assim, para atender as legislações e padrões de lançamento pertinentes, um outro processo de tratamento de efluentes deve ser adicionado previamente ao lançamento nos corpos hídricos.

4.3.1 Processos metabólicos no ambiente anaeróbio

Os ambientes anaeróbios permitem os processos metabólicos de fermentação e respiração, os quais resultam na degradação de matéria orgânica por parte de microrganismos. Para que esse processo biológico ocorra, é necessário que as

condições do meio requeridas por estes microrganismos estejam em uma faixa ideal para possibilitar a otimização da conversão da matéria orgânica suspensa.

As características do meio biótico necessárias ao pleno desenvolvimento das bactérias heterotróficas são diversificadas. Enquanto algumas requerem disponibilidade de glicose e substâncias nitrogenadas simples, outras se desenvolvem a partir de aminoácidos, gorduras, açúcares e outros.

Assim, este fenômeno se origina em uma solução contendo matéria orgânica suspensa e juntamente com microrganismos anaeróbios irá resultar em: lodo biológico, líquido e gases. Em tratamento de esgotos domésticos, esse líquido resultante é o efluente tratado, e os gases podem se apresentar na forma de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e outros.

Para que se obtenha este resultado, é necessário a ocorrência de reações de oxidação e redução. Chernicharo (2008) destaca algumas das mais importantes neste contexto no Quadro 3:

Reduções	
Bicarbonato=> Acetato	$2HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \Rightarrow CH_3COO^- + 4H_2O$
Bicarbonato => Metano	$HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \Rightarrow CH_4 + 3H_2O$
Sulfato => Sulfeto	$SO_4^{2-} + 4H_2 + H^+ \Rightarrow HS^- + 4H_2O$
Oxidações	
Propionato => Acetato	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \Rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3H_2$
Butirato => Acetato	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \Rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$
Etanol => Acetato	$CH_3CH_2OH + H_2O \Rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$
Lactato => Acetato	$CH_3CHOHCOO^- + 2H_2O \Rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 2H_2$

Quadro 3: Reações de Redução e Oxidação em Reações Anaeróbias
Fonte: Chernicharo (2008).

Dentre a gama de reações químicas envolvidas em digestão anaeróbia de materiais orgânicos complexos, estas são divididas em duas etapas básicas. A primeira é de responsabilidade de bactérias anaeróbias e facultativas, também conhecidas por fermentativas. Esses microrganismos se utilizam de elementos orgânicos complexos, tais como carboidratos, lipídios e proteínas, transformando-os em compostos mais simples, como os ácidos voláteis.

Já na segunda etapa, um segundo grupo de bactérias estritamente anaeróbias, denominadas metanogênicas, se valem do substrato fornecido na etapa anterior de modo que os ácidos orgânicos, hidrogênio e gás carbônico são transformados em gases, gás carbônico e metano. Visto que na segunda etapa a taxa de crescimento das bactérias é baixa e estas são responsáveis pela maior parte da degradação dos resíduos, tal fato se configura em um fator limitante no processo de digestão e tratamento de efluentes (CHERNICHARO, 2008).

4.3.2 Rotas básicas do processo biológico

Embora existam duas etapas básicas do processo biológico de digestão anaeróbia, Metcalf e Eddy (2003) indicam que há diversas rotas metabólicas possíveis de ocorrência, visualizadas na Figura 3, conforme os grupos de bactérias atuantes.

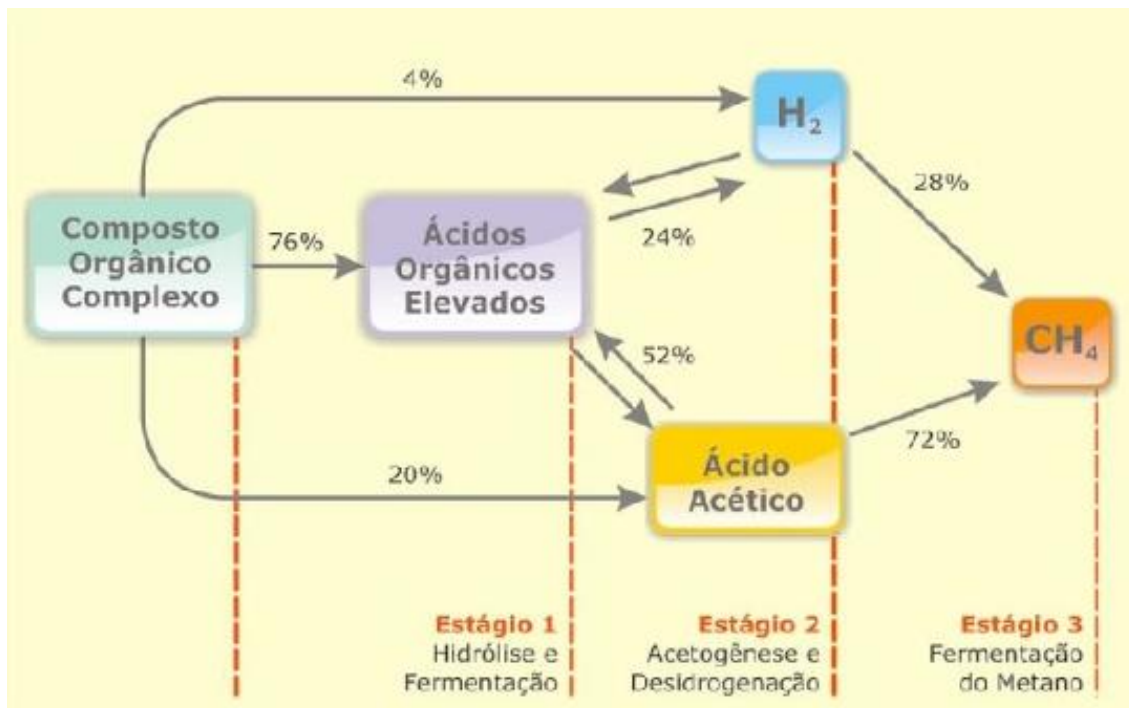


Figura 3: Diagrama do fluxo de carbono na digestão anaeróbia
 Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

Os processos metabólicos podem ser desdobrados adicionalmente em mais estágios sequenciais, de modo a facilitar a pesquisa. Esses estágios sequenciais são hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e, esporadicamente, sulfetogênese.

4.3.3 Hidrólise e Acidogênese

Os processos de hidrólise e acidogênese de compostos orgânicos são realizados por bactérias fermentativas que produzem enzimas extracelulares as quais atuam diretamente na degradação dos compostos (WEBER, 2006). Dentre os microrganismos mais encontrados nesta ação estão *Clostridium*, *Peptococcus*, *Desulphovibrio*, *Lactobacillus*, *Staphylococcus* e *Escherichia* (METCALF & EDDY, 2003).

Ambos os processos são realizados por bactérias anaeróbias ou anaeróbias facultativas em que, por meio de hidrólise e fermentação, os elementos orgânicos complexos são convertidos e outros mais simples, principalmente ácidos orgânicos voláteis.

No âmbito de tratamento de efluentes, a taxa de hidrólise em que o substrato é degradado é de fundamental importância. Assim, alguns fatores devem ser observados como a temperatura e o tempo de residência do substrato no reator, a composição do substrato, o tamanho das partículas, o pH do meio e as concentrações de $NH_4^+ - N$ e dos produtos de hidrólise (VAN HANDEL; LETTINGA, 1994). O substrato pode apresentar diferentes composições como ligninas, carboidratos, proteínas e gorduras, enquanto que os produtos de hidrólise podem ser os ácidos graxos voláteis, por exemplo.

Após a hidrólise, os produtos solúveis são metabolizados pelas bactérias fermentativas no interior de suas células e, então, são transformados em compostos mais simples excretados pelas células. Os ácidos graxos voláteis são usualmente os principais compostos resultantes dessa ação, mas também se incluem álcoois, gás carbônico, hidrogênio, amônia, ácido lático e sulfeto de hidrogênio.

4.3.4 Acetogênese

As bactérias acetogênicas constituem um grupo intermediário no processo de digestão anaeróbia. Nesta etapa, elas são responsáveis por oxidar os produtos gerados na hidrólise e acidogênese em substratos adequados para as bactérias metanogênicas.

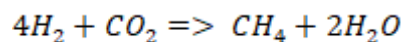
Assim, os ácidos orgânicos superiores resultantes da etapa anterior, como butirato, propionato e outros compostos neutros superiores ao metanol são oxidados pela ação das bactérias sintróficas acetogênicas de forma que os produtos gerados durante essa reação são acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2008).

Dentre as diversas reações acetogênicas, Chernicharo (2008) destaca a formação dos ácidos acético e propiônico resultantes em uma grande quantidade de hidrogênio como subproduto. O hidrogênio em meio aquoso faz com que o pH diminua, tornando o meio mais ácido. Contudo, ainda segundo o autor, há dois modos em que o hidrogênio pode ser consumido no meio: através da formação de ácidos orgânicos pela reação com o dióxido de carbono e por meio das bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano.

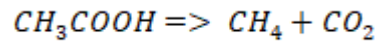
4.3.5 Metanogênese

A metanogênese é a etapa sequencial após a acidogênese e acetogênese, em que os grupos de acetato e hidrogênios produzidos são convertidos em metano e dióxido de carbono por um grupo bacteriano distinto, denominado Arqueas metanogênicas. As Arqueas são fundamentais no processo de digestão anaeróbia e exercem suas funções de produção por duas vias (VON SPERLING, 1996).

A primeira via é a metanogênese hidrogenotrófica de produção de gás metano (CH_4) e de gás carbônico (CO_2) a partir de ácido acético. A metanogênese hidrogenotrófica é responsável por cerca de 30% da produção de metano no processo de metanogênese, sendo que os gêneros predominantes de bactérias são *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter* (VON SPERLING, 1996). Esse processo pode ser descrito pela reação a seguir:



Já a segunda via de produção de metano corresponde à cerca de 70% e se vale do gás carbônico principalmente como fonte de energia, carbono e hidrogênio. Esse grupo de bactérias são denominados metanogênicas acetoclásticas, em que os gêneros principais são *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. A via de produção metanogênica acetotrófica de fermentação do ácido acético é descrita pela reação:



4.3.6 Sulfetogênese

A Sulfetogênese ocorre quando o efluente a ser tratado possui sulfato, sulfito ou outros sulfurados, os quais servem de substratos para multiplicação de bactérias sulforedutoras. Tais bactérias utilizam grande quantidade do substrato, tendo como produto final sulfeto de hidrogênio e, em alguns casos, podem competir com as bactérias fermentativas (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

Chernicharo (2008) destaca que na sulfetogênese a eficiência de redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO), fase líquida, é melhor do que na metanogênese. No entanto, a produção de gás sulfídrico pode ocasionar maus odores, toxicidade no meio e corrosão, além de não gerar gás metano.

4.3.7 Parâmetros de controle de desenvolvimento bacteriano

O desenvolvimento bacteriano se associa às condições do meio em que estão inseridos. Quando há variações neste ambiente, os microrganismos conseqüentemente atravessam uma fase de adaptação, que pode ser bem-sucedida ou não, conforme visualizado na Figura 4. A massa de organismos necessita de condições favoráveis de ambiente, temperatura, pH, geometria de reator e também nutrientes (BICALHO, 2007; JORDÃO & PESSOA, 2005).

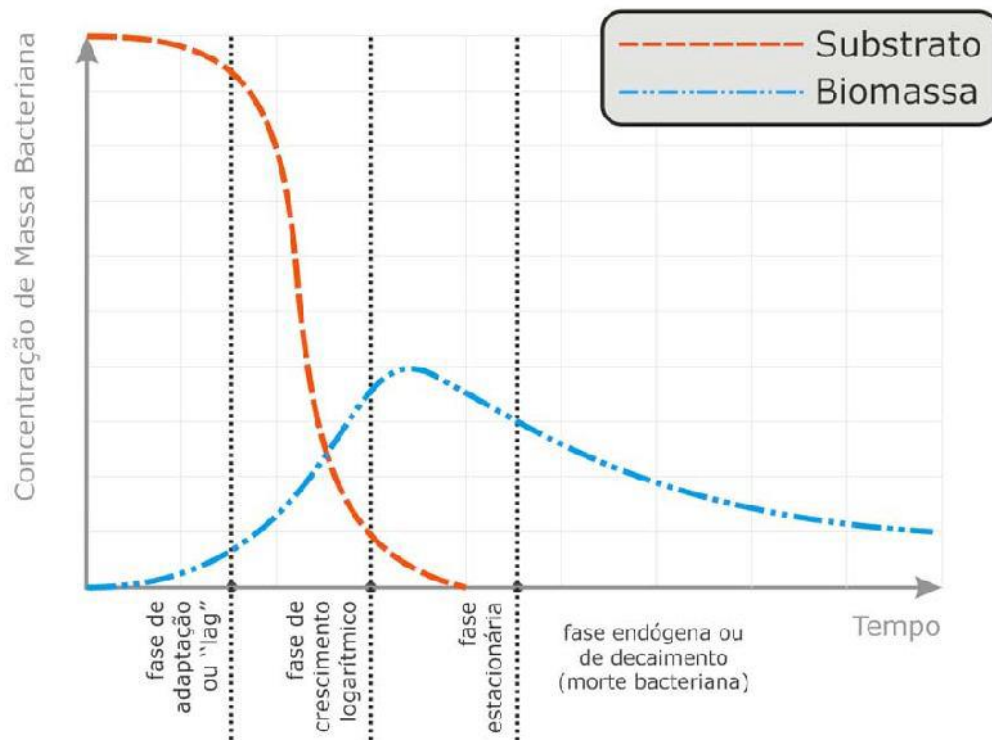


Figura 4: Fases de crescimento bacteriano
Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

No que se refere à temperatura, os reatores anaeróbios possuem uma faixa ótima de operação entre 30 e 35°C em que os microrganismos se desenvolvem em taxa máxima. No entanto, no Brasil a temperatura média dos afluentes sanitários está situada entre 20 e 26°C, dependendo da localidade. Esta faixa de temperatura favorece a utilização de reatores do tipo UASB em regiões tropicais, embora a partida dos reatores deva ser realizada por meio de inoculação de lodo anaeróbio já adaptado ao tipo de esgoto (CHERNICHARO, 2008).

Dessa forma, conforme destacado por Van Haandel e Lettinga (1994), variações repentinas de temperatura do efluente ou no reator podem ocasionar desbalanceamento entre bactérias acidogênicas e metanogênicas. A diminuição da temperatura, em específico, pode resultar em aumento do pH e até mesmo o desligamento do reator.

Já o pH atua como parâmetro de controle quando apresenta valores acima de 7,8 e abaixo de 6,3, haja vista que a faixa ideal para metanogênese se dá com valor neutro do mesmo. Em situações em que a taxa metanogênica é reduzida devido a variações do pH, podem ocorrer instabilidades do reator caso os ácidos produzidos na acidogênese não sejam processados na metanogênese (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

De forma semelhante, alguns nutrientes são requeridos em quantidades ideais para que haja o crescimento bacteriano e consequente degradação da matéria orgânica. O nitrogênio é o mais importante nesse quesito, seguido de fósforo e enxofre.

Chernicharo (2008) indica que tanto fósforo quanto enxofre devem ser disponibilizados no meio na quantidade de 1/5 a 1/7 do valor estabelecido de nitrogênio para favorecer a multiplicação microbiana. De forma análoga, também são requeridos alguns micronutrientes como o ferro, níquel, molibdênio e cobalto para produção de metano.

4.4 SISTEMAS CONVENCIONAIS DE LODOS ATIVADOS

Utilizado mundialmente em tratamento de esgotos domésticos e industriais, o sistema de lodos ativados é um tratamento secundário que trabalha com uma elevada quantidade de efluente e reduzidas áreas, incluindo um maior índice de mecanização no tratamento, quando comparado com os demais sistemas (SPERLING, 1997).

De acordo com Piveli (2007) o processo de lodo ativado é um tratamento aeróbio, com retenção de biomassa através da recirculação do lodo e com crescimento em suspensão da massa líquida. Os sólidos presentes no tratamento são mantidos em suspensão por meio da aeração do sistema, de modo que a formação de flocos nos tanques de aeração é o resultado da interação entre microrganismos e matéria orgânica.

A etapa biológica do sistema é composta por tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo, conforme Figura 5. No tanque de aeração ocorrem

as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica, enquanto no decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa). Os sólidos no fundo deste decantador são recirculados para o tanque de aeração, aumentando a concentração de biomassa, o que eleva a eficiência do sistema (SPERLING, 1997).

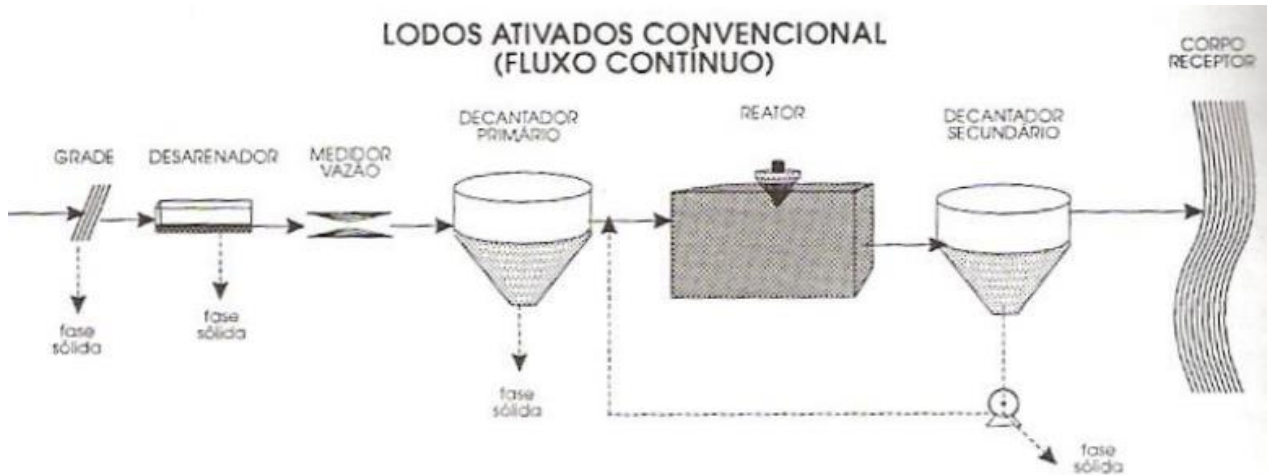


Figura 5: Esquema de tratamento por lodo ativado convencional
Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

O decantador é essencial ao sistema de lodos ativados, pois possibilita a saída do efluente clarificado. Por meio de força gravitacional, os flocos formados no tanque de aeração sedimentam-se no fundo e, então, são novamente circulados no sistema. Dessa forma é possível garantir uma boa qualidade do efluente. A biomassa formada no decantador deve ser retirada na mesma proporção em que esta se reproduz, de forma que o excedente deve ser extraído do reator ou da linha de recirculação (DEBIASI, 2012).

Os sistemas de lodos ativados também podem ser projetados para a remoção de nutrientes. O processo de nitrificação ocorre no reator aerado, enquanto a desnitrificação ocorre no tanque anóxico. Essa zona anóxica antecede a zona aerada, de modo que os nitratos gerados na zona aerada são direcionados, por meio de linha de recirculação, ao tanque anóxico. Nesse tanque, os nitratos são convertidos a

nitrogênio gasoso e se dispersam na atmosfera, embora em alguns casos a desnitrificação não seja completa (VON SPERLING, 1997).

4.5 SISTEMAS CONVENCIONAIS DE REATORES UASB

Os reatores UASB levam esse nome pois significam em inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, ou seja, reatores de manta de lodo. No Brasil, estes são denominados DAFA ou RALF, como siglas para Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente e Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado, respectivamente.

Esses reatores se utilizam de bactérias anaeróbicas para decomposição da matéria orgânica proveniente dos efluentes sanitários, sendo que o sistema favorece a distribuição homogênea do líquido a ser tratado e conseqüente digestão do substrato orgânico e decantação das águas, conforme Figura 6. Contudo, previamente ao reator, deve-se utilizar um sistema de tratamento preliminar de gradeamento e desarenador.

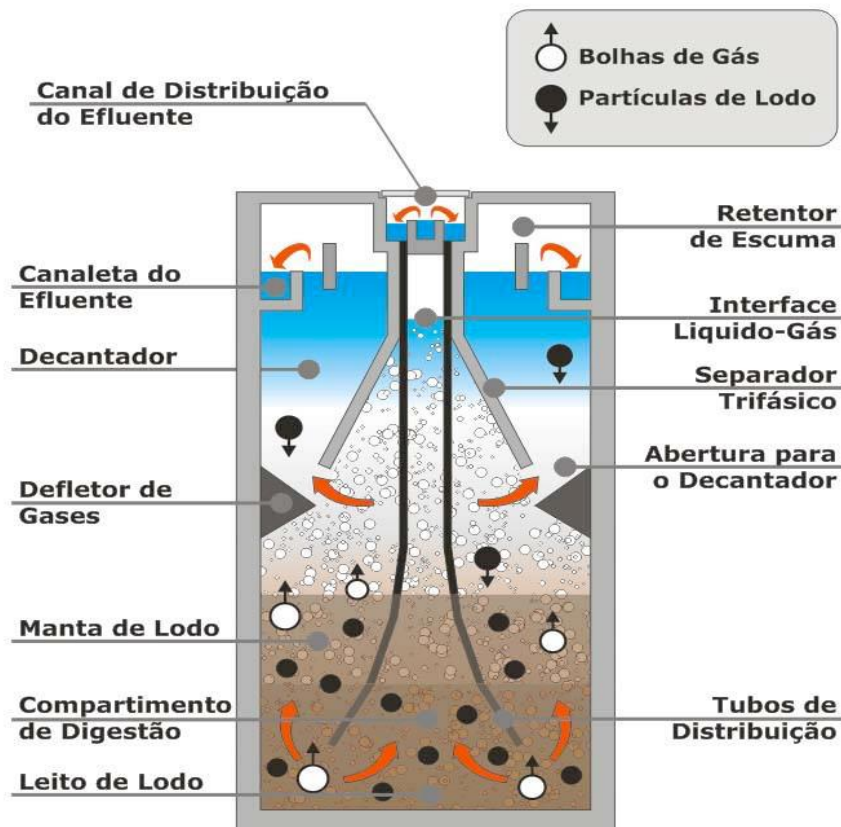


Figura 6: Corte longitudinal de um reator UASB
 Fonte: Chernicharo (2008).

O efluente a ser tratado é introduzido com fluxo ascendente distribuído de forma homogênea no fundo do reator e o lodo formado devido a sua densidade é sedimentado e concentrado na parte inferior do reator. O fluxo ascendente do efluente mantém em suspensão o lodo que, movimentando suavemente, possibilita a floculação resultando em uma camada de grânulos de lodo ativado.

Dessa forma, as bactérias anaeróbias atuam sobre a matéria orgânica da manta de lodo, e o líquido é dirigido a parte superior do reator visando a decantação do mesmo para posterior encaminhamento para tratamento complementar ou até mesmo lançamento em corpo hídrico, caso atenda aos padrões ambientais de lançamento de efluentes.

Van Haandel e Lettinga (1994) apresentam vantagens operacionais do reator UASB que incluem um tempo de retenção baixo de seis horas e a geração de lodo

altamente mineralizado, o que possibilita o processo de secagem sem tratamento extra. Esse processo se encontra estabilizado em cerca de seis meses após o seu início, época em que o excesso de lodo deve ser controlado e retirado.

Contudo, a remoção de coliformes fecais não é satisfatória em observância com a legislação vigente aplicável, Resolução CONAMA 430/2011. Esse sistema operacional prevê uma remoção de 60%, sendo necessário complementar o tratamento para atingir níveis de 90% (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

Os reatores UASB podem ser projetados para ter forma circular ou retangular, embora os primeiros sugerem maior economia estrutural para atender vazões menores, através de uma unidade apenas (Figura 7). Já os retangulares são sugeridos para vazões maiores, quando há a necessidade de modular unidades.

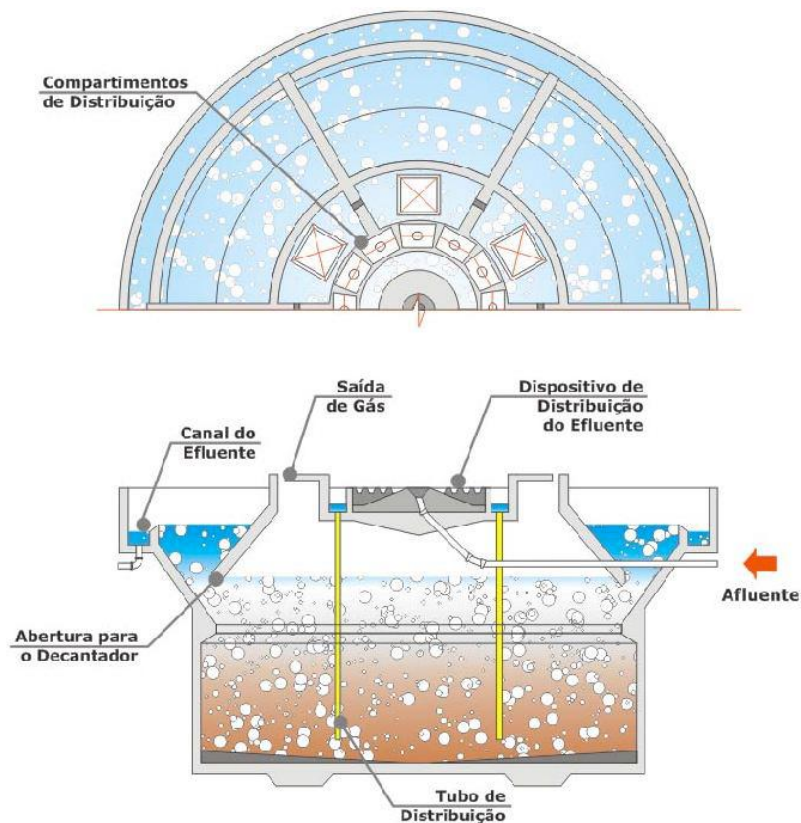


Figura 7: Reator UASB circular
Fonte: Chernicharo (2008).

Durante o dimensionamento de um reator, a carga hidráulica deve ser o critério abordado e não a carga orgânica, caso os efluentes possuam baixa concentração. Assim, uma velocidade ascensional baixa da ordem de 0,5 a 0,7 m/h deve ser mantida para retenção da biomassa e consequente decantação. Esse resultado geralmente é alcançado pela redução da altura e aumento da seção transversal do reator (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

O aumento da seção transversal também é recomendado para tratamento de esgotos sanitários, caso o sistema não possua estação elevatória. Haja vista que a carga hidráulica e orgânica que o reator é submetido nesse caso pode ser da mais variada, uma maior seção transversal possibilita manter baixas as velocidades de ascensão durante os picos de vazão.

Visando o melhor funcionamento e tratamento dos esgotos domésticos, a remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis deve obrigatoriamente anteceder o reator UASB. Caso contrário, os sólidos grosseiros podem causar entupimentos na tubulação e distribuição de vertedouros, comprometendo a eficiência da operação. Ainda, a retenção de sólidos inorgânicos sedimentáveis, como areias e siltes objetiva também manter a estabilidade operacional, pois estes se acumulariam sedimentando dentro do reator de forma a ocupar significativa parcela de seu volume (VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994).

Adicionalmente, as características do efluente a ser tratado devem ser levadas em consideração no planejamento de unidades de tratamento adicionais de acordo com a necessidade de se remover óleos e graxas, metais pesados ou outras substâncias que apresentem toxicidade.

4.6 MODELAGEM DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A linha de tendência mundial é de parâmetros de lançamento de efluentes cada vez mais restritivos. Tal fato evidencia a necessidade de um maior entendimento do

processo de tratamento de efluentes por meio da utilização de modelos matemáticos, como forma de se obter maior controle sobre o processo.

De acordo com Gernaey et al. (2004), a modelagem de estações de tratamento de esgotos possui três objetivos principais:

- **Aprendizado:** o objetivo é um melhor entendimento do usuário sobre as variáveis envolvidas no processo de funcionamento.
- **Projeto e dimensionamento:** A modelagem e estudo das diversas alternativas de tratamento podem ser muito importantes durante a etapa de concepção de um sistema de tratamento de efluentes.
- **Otimização do processo:** o uso de modelos matemáticos pode ser utilizado em simulações para avaliação de eficiências dos diferentes cenários, além de simulações em tempo real, originando um sistema de monitoramento e controle.

No entanto, o processo de modelagem de sistemas de tratamento de efluentes necessita de calibração e validação prévia. Hulsbeek et al. (2002) e Makinia (2009) contribuem para a temática, destacando que é de suma importância a caracterização da ETE a ser estruturada e a caracterização do afluente. A Figura 8 apresenta a metodologia consolidada pelos autores, na qual o ajuste de parâmetros é etapa essencial para a realização de simulações fidedignas.

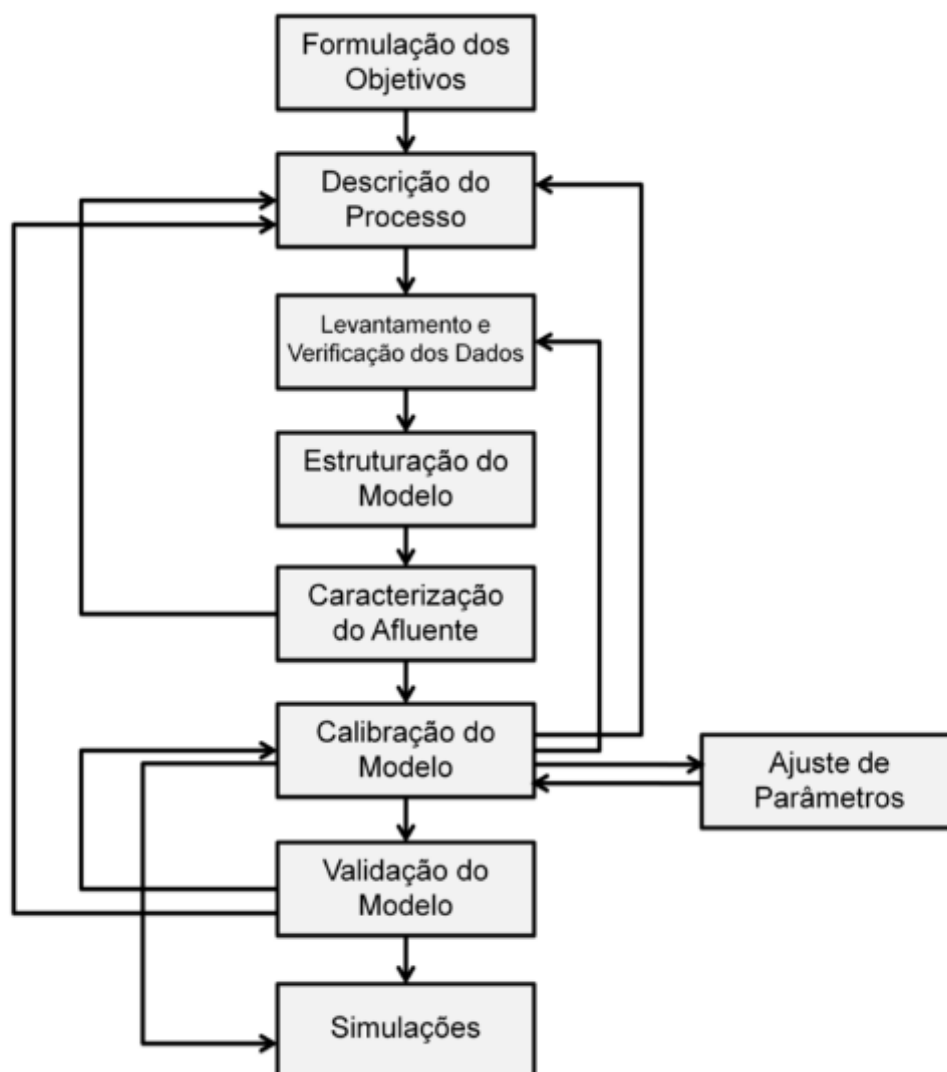


Figura 8: Metodologia de modelagem do sistema de tratamento de efluentes
 Fonte: adaptado de HULSBEEK et al., 2002.

4.6.1 Modelagem dinâmica de sistemas de tratamento de efluentes

A modelagem computacional surgiu como um instrumento de planejamento e avaliação na década de 1970 para sistemas de drenagem urbanos. A partir de então, a simulação dinâmica passou a ser desenvolvida para outros fins, como para processos de tratamento de esgotos que ocorrem em uma estação, possibilidade que até então, era inexplorada.

Tendo isso em vista, em 1982, a IWA promoveu estudos referentes à modelação matemática de sistemas biológicos de tratamento de efluentes, com o objetivo de estabelecer um modelo matemático simples, mas capaz de apresentar uma simulação realista do sistema de lodos ativados (LA MOTTA; MCCORQUODALE; ROJAS, 2007). Dessa forma, foi apresentado em 1987 o Activated Sludge Model N.1 (ASM1), descrito como uma grande inovação na época e ainda hoje.

Essa modelagem dinâmica tem por objetivo a análise de desempenho de processo das ETEs, tais como a descrição de possíveis problemas e o controle das operações. Ela também pode ser utilizada no dimensionamento de uma estação de tratamento, utilizando expressões empíricas ou semi-empíricas e métodos tradicionais (FERREIRA, 2006).

Quando o modelo surgiu, o processo biológico de degradação da matéria orgânica já era utilizado em algumas ETEs, mas não totalmente compreendido. Portanto, o modelo foi sendo aperfeiçoado ao longo do tempo e até mesmo resultando na criação de novos modelos como o ASM2 e ASM3, embora o primeiro seja mais comumente utilizado no mundo, constituindo um padrão internacional (NELSON E SIDHU, 2009). O modelo ASM1 não considera remoção biológica de fósforo e é utilizado como base para a elaboração de modelos mais complexos.

Assim, tanto os modelos ASM quanto ADM (Anaerobic Digestion Model) têm sido incluídos nos programas comerciais de simulação de tratamento de efluentes, sendo cada vez mais utilizados. Alguns dos que se destacam são: AQUASIM, ASSIM, BioWin, STOAT, SIMBA e outros. Este artigo utiliza o STOAT (Sewage Treatment Optimization and Analysis over Time), desenvolvido pela companhia WRC (Water Research Center), que é um *software* aceito na comunidade acadêmica por seus resultados, e disponível de forma gratuita.

No STOAT, o modelo ASM1 é tratado como modelo ASAL1 baseado nos trabalhos de Jones (1978), sendo possível simular o tratamento de efluentes utilizando diversos processos, enquanto que para reatores UASB, a nomenclatura do modelo utilizado permanece ADM1. O programa pode ser aplicado para efetuar análises de sensibilidade e rotinas de calibração e otimização, além da possibilidade de dimensionamento de estações inteiras. Tais práticas possibilitam aumentar a eficiência

dos processos e reduzir custos de operação, ocasionando em uma inovação na forma de como o processo de tratamento de efluentes é conduzido (POMBO, 2010).

4.6.2 Software WRC STOAT

Projetado como parte do “UK Water Industry's Urban Pollution Management programme”, em tradução livre, Programa de Gestão da Poluição Urbana por Águas Industriais do Reino Unido, pela Water Research Centre (WRC) Company, certificada em 2012 pela ISO 14001 (Sistema de Gestão Ambiental) e pela ISO 9001 (Sistema de Gestão da Qualidade), o Sewage Treatment Optimization and Analysis over Time (STOAT) é um software de distribuição gratuita concebido para simular dinamicamente o desempenho de um sistema de tratamento de águas residuais.

Segundo seus desenvolvedores, o WRC STOAT pode ser utilizado tanto na simulação de processos individuais quanto de sistemas de tratamento completos. Seu pacote de modelagem inclui vários processos, dentre os quais se podem citar: tanques primários, tanques de sedimentação de lodo ativado, filtros biológicos, leitos de lodos fluidizados, análises sensitivas, rotinas de otimização e outros.

Com uma interface simples, o usuário é capaz de construir um sistema de tratamento, definindo seus processos, a maneira como estão interligados e quais são suas características, podendo então prever o seu funcionamento em um período de tempo pré-determinado. Assim, segundo Gao (2016), o STOAT pode ser usado em diversas aplicações, como projeto de novas obras de tratamento de esgoto, expansão de obras já existentes, planejamento e criação de novas operações e testes em diferentes condições de funcionamento.

Através de sua modelagem dinâmica, o software é capaz de realizar medições horárias do desempenho do tratamento de esgoto, incluindo às variações de fluxo que podem ocorrer em uma situação real de trabalho, podendo, portanto, ser utilizado na avaliação do dia-a-dia. O software ainda pode trabalhar na modelagem de semanas, meses e até mesmo anos (WRC STOAT, 2012).

Segundo o WRC STOAT (2012) o uso do software WRC STOAT pode apresentar vantagens como redução de custos de operação, projetos de estações mais eficientes, solução de problemas operacionais e simulação de operação em diferentes modos de funcionamento.

Esse programa é utilizado em diversos estudos e aceito na comunidade acadêmica, apresentando vantagens supracitadas. Ainda, por ser de distribuição livre e interface amigável, o STOAT pode ser utilizado na replicação de pesquisas seguindo metodologias científicas sendo, portanto, escolhido na presente dissertação (GAO et. al, 2016).

4.6.3 Modelo ASAL1 para lodos ativados no WRC STOAT

O modelo básico número 1 (ASAL1) publicado inicialmente por Jones (1978), foi incrementado pelas descobertas de outros autores e estudos da companhia WEC, sendo hoje utilizado para modelagem de tanques de lodos ativados aerados convencionais. Esta tipologia ignora a solubilização da DBO particulada em DBO solúvel, de forma que essa simplificação pode afetar as previsões de demanda espacial de oxigênio dentro da lagoa de aeração, bem como a DBO do efluente sob condições de tempestades. Já o modelo 2 (ASAL2) inclui os efeitos de hidrólise de componentes em produtos solúveis.

Embora o método 2 seja mais completo, este requer que se tenha mais dados sobre a hidrólises dos sólidos. Quando informações mais detalhadas não estiverem disponíveis, o modelo ASAL1 deve ser utilizado e, portanto, foi escolhido. A presente descrição do modelo é fundamentada nas informações disponibilizadas por WRC STOAT (2013) em seu Manual de descrição de processos.

O programa engloba um número de equações diferenciais escritas como balanço de massa em um reator homogêneo. Cada tanque a ser utilizado contém um número igual de componentes com equações diferenciais para cada, sendo que autótrofos são

consumidores de amônia e heterótrofos de DBO, conforme visualizado no Quadro 4 a seguir.

Variável	Parâmetro (mg/l)
S_{NH3}	Amônia
S_{NO3}	Nitrato
S_O	Oxigênio Dissolvido
S_P	Fosfato solúvel
S_S	DBO solúvel
$X_{A,V}$	Autótrofos viáveis
$X_{A,NV}$	Autótrofos não-viáveis
$X_{H,V}$	Heterótrofos viáveis
$X_{H,NV}$	Heterótrofos não-viáveis
X_T	Concentração de sólidos suspensos

Quadro 4: Componentes do modelo ASAL1
Fonte: Adaptado de WRC STOAT (2013).

Tal modelo reconhece que a utilização do substrato pode ocorrer sem o seu consumo estar associado ao crescimento de biomassa. Assim, a descrição mais adequada de consumo de substrato em uma ETE inclui, em seu balanço de massa, uma equação cinética Monod de conversão de substrato em biomassa (Equação 5) e uma equação cinética de Michaelis-Menten (Equação 6) para consumo de substrato não associado a crescimento.

As equações representadas no Quadro 5 são referentes ao funcionamento do modelo matemático ASAL1 no STOAT. A remoção de DBO se dá conforme equação (1), de modo que o termo “ $Q S$ ” inclui os efeitos do efluente, do lodo ativado recirculado e dos sólidos suspensos através do tanque de lodo ativado. Os heterótrofos viáveis e não viáveis podem ser calculados de acordo com as equações (2) e (3) apresentadas, sendo que estas são igualmente utilizadas para autótrofos, com amônia e bactérias autotróficas substituindo DBO e bactérias heterotróficas, respectivamente.

Já a variável absorção de oxigênio usa a equação (4), de modo que é possibilitada a absorção por oxidação de DBO e amônia, além da transferência de oxigênio do efluente através da aeração.

Equação	Variável calculada
$\frac{dS_s}{dt} = Q \cdot (S_{S,in} - S) - \frac{\mu_H}{Y_H} X_{H,V} \cdot V - \psi \cdot X_{H,NV} \cdot V$	Remoção de DBO (1)
$\frac{dX_{H,V}}{dt} = Q \cdot (X_{H,V,in} - X_{H,V}) + \mu_H \cdot X_{H,V} \cdot V$	Heterótrofos viáveis (2)
$\frac{dX_{H,NV}}{dt} = Q \cdot (X_{H,NV,in} - X_{H,NV}) - K_D \cdot X_{H,NV} \cdot V$	Heterótrofos não-viáveis (3)
$\frac{dS_O}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (S_{O,in} - S_O) + K_L a \cdot (S_O^* - S_O) - \frac{\mu_H}{Y_H} \cdot X_{H,V} - \psi_H \cdot X_{H,NV} - Y_{O,NH_3} \cdot \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \cdot X_{A,V} - \psi_A \cdot X_{A,NV} \right) - M_{O_2} \cdot \frac{S_o}{K_O + S_o} \cdot X_T$	Absorção de oxigênio (4)
$\mu = \frac{\mu_{max} \cdot S}{K_S + S} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O}$	Cinética de crescimento Monod (5)
$\psi = \frac{\psi_{max} \cdot S}{K_S + S} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O}$	Cinética de enzimas Michaelis-Menten (6)

Quadro 5: Equações do modelo ASAL1
Fonte: Adaptado de WRC STOAT (2013).

4.6.4 Modelo ADM1 para reator UASB no WRC STOAT

O programa WRC STOAT apresenta dois modelos de digestão anaeróbia mesofílica (as quais ocorrem preferencialmente entre 15 e 40°C). O primeiro modelo, denominado ADM1 (*Anaerobic Digestion Model 1*), representa digestão como decaimento de primeira ordem de sólidos voláteis biodegradáveis. Já o segundo modelo – ADM2 é um modelo Monod cinético mais detalhado de múltiplas espécies de bactérias (STOAT, 2013).

Para modelagem computacional desses reatores, o usuário deve inserir o volume constante de lodo do reator, o volume de gás e as condições iniciais da biomassa, sendo os dois últimos apenas para o ADM2. Adicionalmente, o usuário pode opcionalmente mudar os valores de taxa de decaimento de primeira ordem (apenas ADM 1), fração de biomassa em entrada de lodo (ADM 2 somente) e fração de sólidos voláteis biodegradáveis.

O *software* sugere a utilização do modelo ADM 1 por ser mais facilmente calibrado, porém, tal modelo não simula a produção de gás e também assume que a remoção de DBO é diretamente proporcional à remoção de sólidos voláteis. Se o lodo apresentar alta carga de sólidos voláteis e uma baixa DBO, este modelo pode vir a prever uma DBO negativa como resultado. Caso esse fato se concretize, há duas formas de adequação: reduzir a fração de sólidos voláteis que são biodegradáveis ou reduzir a DBO equivalente de sólidos voláteis, este último ocasionando um efeito global na simulação de tratamento de efluentes.

Segundo WRC STOAT (2013), o modelo de decaimento de primeira ordem funciona de acordo com as equações a seguir.

Sólidos Biodegradáveis

$$\frac{dX_V}{dt} = \frac{Q}{V}(X_{V,i} - X_V) - K * X_V$$

DBO total:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V}(S_i - S) - Y_{SX} * K * X$$

Onde K é a taxa de degradação e Y_{sx} são os sólidos voláteis contidos na DBO.

Para se calcular a taxa de degradação e a fração de sólidos voláteis biodegradáveis, pode-se valer de um teste de digestão de 30 dias, em que os sólidos voláteis restantes após um tempo T são dados por:

$$X_V = X_{V,0} e^{-Kt}$$

Essa equação pode ser rescrita como:

$$\ln X_V = \ln X_{V,0} - Kt$$

Assim, as concentrações iniciais de sólidos biodegradáveis e também a taxa de degradação podem ser calculados por método de regressão de mínimos quadrados. Os cálculos de mínimos quadrados estão disponíveis na maioria dos programas de planilhas, como Lotus 1-2-3, Microsoft Excel, SuperCalc e outros. Os resultados de regressão de $X_{V,0}$ e K são dados por:

$$X_{V,0} = \exp(a)$$

$$K = -b$$

5 METODOLOGIA

A presente dissertação possui natureza aplicada e abordagem quantitativa. A pesquisa aplicada tem por objetivo solucionar problemas específicos por meio de conhecimentos produzidos e possíveis de aplicações práticas. Já o caráter quantitativo traduz em números as informações obtidas, de modo a classificá-las e também analisá-las, utilizando, geralmente, técnicas de estatística (SILVA; MENEZES, 2005).

Adicionalmente, esta pesquisa se enquadra como exploratória, conforme os objetivos a serem alcançados, e também como experimental, do ponto de vista dos procedimentos técnicos. De acordo com Gil (2002), as pesquisas exploratórias possuem como alvo estudar e familiarizar-se com um problema e construir hipóteses para um resultado e melhor compreensão sobre o mesmo. Em geral, incluem-se pesquisas bibliográficas e estudos de caso. Já a classificação de pesquisa experimental se dá porque esta seleciona o foco do estudo, no caso a simulação do tratamento de efluentes, e se observa os efeitos das variáveis no experimento, como foi feito utilizando o *software*.

Para o desenvolvimento deste estudo foram necessários dados de monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes. Foram escolhidos dois métodos distintos para estudo de caso visando a remoção da DBO total: informações de sistema com reator UASB e sistema com lodos ativados. Assim, foi utilizado o *software* WRC STOAT 5.0 instalado para realização das simulações.

O estudo foi dividido em duas etapas, fundamentando-se nas recomendações de Hulsbeek et al. (2002) e Makinia (2009). Inicialmente foi realizado um teste de utilização do programa STOAT 5.0 para simulação em um sistema de tratamento de lodos ativados e, posteriormente, um estudo em um sistema de reatores UASB. As especificações técnicas dos sistemas serão detalhadas na seção de calibração do modelo.

Na etapa 1 foram utilizados os dados de monitoramento de uma estação de lodos ativados a partir de Fujii (2011). O referido sistema de tratamento é uma unidade em escala piloto (Figura 9) em que são tratados os efluentes originados no Conjunto

Residencial da Universidade de São Paulo, onde há cerca de 1500 moradores, em São Paulo - SP. Tais dados foram selecionados para validação no STOAT porque apresentaram caracterização do efluente prévio e posterior ao tratamento de lodos ativados. Dessa forma, foi possível avaliar a aplicabilidade e aproximação dos resultados do *software*.



Figura 9: Sistema de lodo ativado em escala piloto
Fonte: Fujii (2011).

Segundo a classificação climática de Koppen, São Paulo possui clima Cwa, caracterizado pelo clima tropical de altitude e chuvas no Verão e Inverno seco. A temperatura média do município é de 20,7° C, embora no Verão essa média seja superior a 22° C e no Inverno inferior a 18° C (EMBRAPA, 2018).

Na etapa 2 foram utilizados dados referentes à estação Sítio das Antas, localizada na rodovia BR-369 em Andirá, Paraná. O município está situado no norte Paranaense em uma área territorial de 274 km². Distante 431 km da capital do Estado, possui Clima Subtropical Úmido Mesotérmico, caracterizado por verões quentes com

tendência maior de chuvas e temperatura média acima de 22° C, enquanto no inverno as geadas são pouco frequentes e não há estação seca definida (IPARDES, 2018).



Figura 10: Fotografia de satélite da ETE Sítio das Antas
Fonte: Adaptado Google Earth (2018)



Figura 11: Fotografia dos reatores UASB da ETE Sítio das Antas

5.1 PRIMEIRA ETAPA – CALIBRAÇÃO E SIMULAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO POR LODO ATIVADO

Os tópicos a seguir detalham a metodologia utilizada na adequação do modelo ASAL1A do STOAT para o sistema de lodos ativados escolhido, o qual serviu de base para desenvolvimento da metodologia utilizada na Etapa 2.

5.1.1 Ajustes Preliminares

Após a instalação do programa, foi necessário ajustar preliminarmente os padrões numéricos no sistema operacional, pois o *software* foi desenvolvido nos padrões europeus. A figura 12 apresenta a formatação, destacando-se que o STOAT apresenta sua interface em inglês e, conseqüentemente, as imagens dele obtidas também.

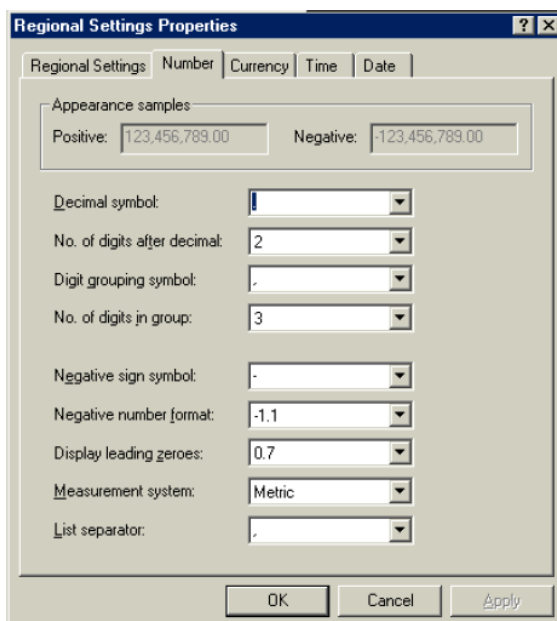


Figura 12: Alteração do padrão numérico do sistema operacional

5.1.2 Esquemática do Sistema de Lodo Ativado

O esquema de tratamento utilizado foi composto de tanque de lodo ativado com aeração e decantador secundário. A recirculação de lodo foi determinada a partir do decantador para o tanque de aeração, de forma que a interface do programa, após personalização ao sistema utilizado, é visualizada na Figura 13 a seguir.

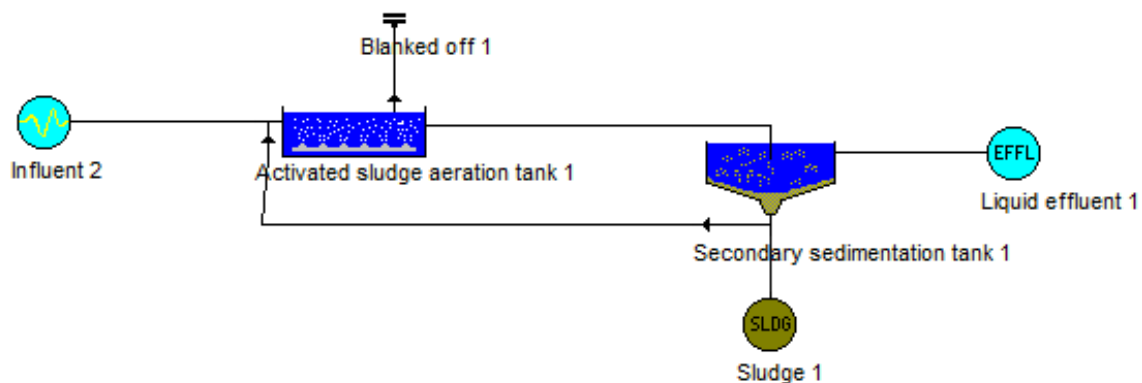


Figura 13: Esquema virtual do sistema de lodo ativado

5.1.3 Parametrização Do Efluente Inicial Do Sistema

Após a reprodução virtual do sistema de lodos ativados convencionais, a caracterização do efluente inicial foi configurada no programa de acordo com os dados apresentados na Tabela 1. Os demais parâmetros foram mantidos como padrão do WRC STOAT.

Tabela 1: Dados de calibração do efluente inicial para Lodo ativado

Parâmetros	Valores
Vazão	0,068 m ³ /h
Temperatura	18 °C
pH	7,5
DBO	217,1 mg/L
DQO	474,5 mg/L
Sólidos voláteis	105 mg/L
Sólidos não voláteis	15 mg/L
Amônia	61,3 mg/L
Oxigênio Dissolvido	2,5 mg/L

Fonte: Adaptado Fujii (2011).

5.1.4 Dimensionamento E Parametrização Do Tanque De Lodo Ativado

O tanque de lodo ativado com aeração foi composto de dois estágios: uma câmara anóxica e um tanque aerado, de forma que o modelo escolhido para a simulação foi o ASAL1A, que é focado na remoção da DBO total e leva em consideração a redução de fósforo e de nitrogênio do efluente final. O volume total deste tanque foi de 0,74 m³, com um reciclo do estágio 2 (aerado) para o estágio 1 (anóxico), sem o descarte de lodo, conforme visualizado na figura 15 A.

Assim, o reciclo de MLSS (*Mixed liquor suspended solids*), ou seja, a concentração de sólidos suspensos durante esse processo, foi do estágio 2 para o estágio 1 (anóxico) e o fluxo de 0,034 m³/h (Figura 15 C).

A distribuição de vazão no tanque de aeração se deu como a Figura 15 D, de forma que o estágio 1 (anóxico) foi zerado para assegurar que o programa interprete que é anóxico.

A seguir, calibrou-se as condições iniciais do tanque de aeração de acordo com as características do efluente, novamente utilizando o valor de oxigênio dissolvido e fosfato igual a zero no estágio anaeróbico. Tal fato pode ser melhor visualizado na Figura 16 A.

5.1.5 Dimensionamento E Parametrização Do Decantador Secundário

Em relação ao decantador secundário, o primeiro passo foi o dimensionamento do decantador, utilizando as dimensões da ETE e apresentado na figura 15 B. Em seguida, foram utilizadas como informações iniciais de funcionamento a média dos valores de DBO, oxigênio dissolvido e amônia do efluente inicial. Haja vista que o programa recomenda a utilização de oito estágios nessa etapa, estes são divididos em três zonas com diferentes concentrações de sólidos suspensos (Figura 14). Os estágios de 1 a 3 se encontram acima área de entrada do efluente e compõem a zona de

clarificação em que não há MLSS, enquanto de 4 a 7 representam a zona de cascata de lodo, de modo que este sedimenta, e por último, o estágio 8 é o fundo do decantador local em que se acumula de fato o lodo. Portanto, os parâmetros devem ser calibrados em consideração a estes estágios, como mostra a figura 16 B.

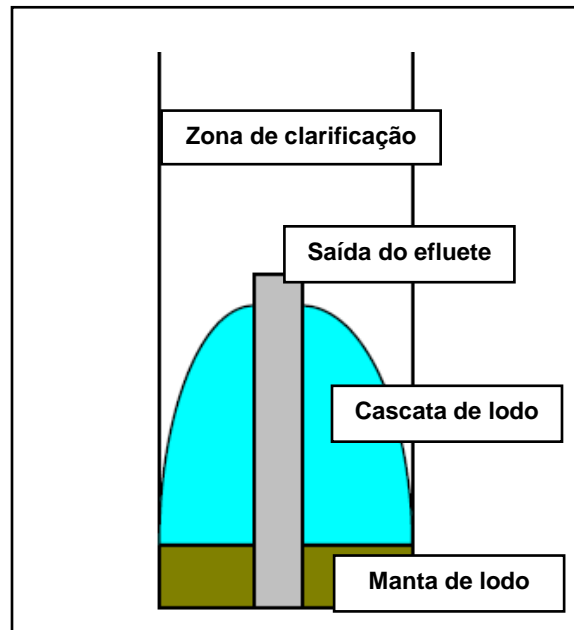


Figura 14: Esquema de decantação de lodo

Fonte: Adaptado WRC STOAT (2012).

Finalmente, foram determinadas as condições de operação do decantador secundário. Apenas a operação inicial foi determinada, com vazão de reciclo de lodo ativado (RAS) de $0,03 \text{ m}^3/\text{h}$. E Vazão de retirada de lodo de $0,01 \text{ m}^3/\text{h}$, que é o valor mínimo possível. O restante das informações são padrões do *software* e como não há mudanças de operação ou fases, os outros campos (Change) não foram preenchidos, como representado na Figura 16 C.

Após a parametrização do sistema de tratamento, foi possível realizar a simulação do processo e obter os resultados do monitoramento do efluente final a cada uma hora, de modo que foram obtidas 120 amostras (referentes a cinco dias). A primeira amostra, da hora zero, foi descartada haja vista que todos os resultados eram

iguais a zero (condições iniciais zero) e em seguida, os dados foram tratados com o auxílio dos *softwares* BioEstat 5.0, devido à facilidade de uso e disponibilidade sem custos, além de Microsoft Excel para armazenamento dos dados em tabelas.

Edit activated sludge aeration tank : Page 1 of 1 A

Name:

Process model:

Volume (m³):

Number of stages:

Number of MLSS recycles:

Wastage method

None

Continuous rate

Variable rate

Variable time

Stage from which MLSS is wasted:

Stage in which MLSS is measured:

Edit secondary sedimentation tank : Page 1 of 2 B

Name:

Model:

Number of vertical layers:

Surface area (m²):

Depth of tank (m):

Depth of feed (m):

RAS flow

Rate

Ratio

MLSS recycle data C

		Recycle 1
1	Stage from where MLSS recycle leaves:	2
2	Stage to which MLSS recycle goes:	1
3	MLSS recycle flowrate (m ³ /h):	0.034

Flow distribution data D

		Stage 1	Stage 2
1	Volume distribution:	0.500	0.500
2	Feed distribution:	1.000	0.000
3	Return activated sludge distribution:	1.000	0.000
4	Minimum K _{1a} (1/h):	0.000	2.000
5	Maximum K _{1a} (1/h):	0.000	10.000
6	Dissolved oxygen set point (mg/l):	0.000	2.500
7	Stage where DO is to be measured:	1	2

Figura 15: Etapas de dimensionamento do sistema de tratamento no STOAT

A. Tanque de lodo ativado; B. Decantador secundário; C. Reciclo de lodo no tanque de lodo ativado; D. Distribuição da vazão no tanque de lodo ativado.

Initial data A

		Stage1	Stage2
1	Soluble BOD (mg/l):	217.10	217.10
2	Ammonia (mg/l):	61.30	61.30
3	Nitrate (mg/l):	0.00	0.00
4	Soluble phosphate (mg/l):	0.00	5.00
5	Dissolved oxygen (mg/l):	0.00	2.50
6	MLSS (mg/l):	3000.00	3000.00
7	Viable autotrophs (mg/l):	1.00	1.00
8	Non-viable autotrophs (mg/l):	0.00	0.00
9	Viable heterotrophs (mg/l):	100.00	100.00
10	Non-viable heterotrophs (mg/l):	0.00	0.00
11	Particulate BOD (mg/l):	0.00	0.00
12	Biomass P (mg/l):	0.00	0.00

Initial data B

	Stage1	Stage2	Stage3	Stage4	Stage5	Stage6	Stage7	Stage8
1	217.00	217.00	217.00	217.00	217.00	217.00	217.00	217.00
2	61.30	61.30	61.30	61.30	61.30	61.30	61.30	61.30
3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50
6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8	0.00	0.00	0.00	300.00	300.00	300.00	300.00	6000.00
9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	100.00	100.00	2000.00
11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12	0.00	0.00	0.00	10.00	10.00	10.00	10.00	200.00
13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Operation data C

	Initial	Change 1	Change 2	Change 3	Change 4
1	Change at time (h):	0.00	0.00	0.00	0.00
2	RAS flow (m ³ /h):	0.03	0.00	0.00	0.00
3	RAS ratio:	1.00	0.00	0.00	0.00
4	Sludge wastage flow (m ³ /h):	0.01	0.00	0.00	0.00
5	Wastage pump run time (h):	24.00	0.00	0.00	0.00
6	Wastage cycle time (h):	24.00	0.00	0.00	0.00
7	MLSS set-point (mg/l):	0.00	0.00	0.00	0.00

Figura 16: Etapas de calibração do sistema de tratamento no STOAT

A. Dados iniciais do tanque de lodo ativado; B. Dados iniciais do decantador secundário; C. Dados de operação do decantador secundário.

5.3 SEGUNDA ETAPA – CALIBRAÇÃO E SIMULAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO POR REATORES UASB

O modelo matemático utilizado foi calibrado e validado para a ETE definida, em que foram feitas simulações com o objetivo de analisar o comportamento da estação em diversos cenários de estudo. Os cenários simulados analisam o comportamento da estação em momentos de grande variação da vazão afluente e das concentrações afluente ao sistema, fatos possíveis de ocorrência conforme crescimento populacional, despejos irregulares e maior demanda de tratamento.

As informações de monitoramento do sistema UASB foram obtidos junto ao Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) de Andirá, Paraná e simulados para operações de larga escala, como abastecer um município.

A calibração do programa para a ETE se deu utilizando os perfis de efluentes do ano de 2016 enquanto os perfis de 2017 foram utilizados para validação e ajustes do mesmo. Em seguida, foi estabelecido o cenário base, ou “Cenário 0”, que trará o ponto de partida da estação para cada um dos cenários variáveis a serem avaliados. Foram definidas então, as seguintes situações:

- Cenário 1: 110% da Vazão
- Cenário 2: 150% da Vazão
- Cenário 3: 80% da Vazão
- Cenário 4: 110% da concentração dos parâmetros
- Cenário 5: 150% da concentração dos parâmetros
- Cenário 6: 80% da concentração dos parâmetros

Os cenários 1 e 4 foram utilizados para analisar situações de aumento de demanda conforme a taxa de crescimento populacional do estado. Os cenários 3 e 6 simularam possível decréscimo populacional, conforme a taxa de crescimento populacional específica do município, enquanto os cenários 2 e 5 avaliaram a capacidade de tratamento da ETE em casos extremos de aumento de demanda.

Em cada cenário foram avaliados o impacto da alteração no efluente final após o sistema atingir o novo estado estacionário. Além disso, serão analisados como esta mudança influenciará no sistema dinamicamente, porém somente em termos de avaliação do comportamento.

Algumas premissas foram adotadas para as simulações:

- A carga orgânica e o volume do efluente no reator UASB tende a ser mantido constante no nível especificado;
- O modelo de digestão anaeróbia no reator UASB é de decaimento de primeira ordem, de modo que a taxa de degradação k é igual a 40% por hora;
- O parâmetro de Materiais Sedimentáveis não foi avaliado, pois não é possível inserir os dados do mesmo para o perfil de efluente utilizado no modelo ADM1 com ênfase em DBO;
- As simulações realizadas consideraram um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 7 horas, de acordo com a realidade da ETE e também avaliaram as diferenças para um possível TDH de 12 horas, utilizando a mesma metodologia.

5.3.1 Esquemática Do Sistema De Reator UASB

O sistema de tratamento utilizado foi conforme o layout da estação da SAMAE em Andirá-PR, e pode ser visualizado na Figura 17. O esquema é composto de um desarenador conectado a dois reatores UASB em série.

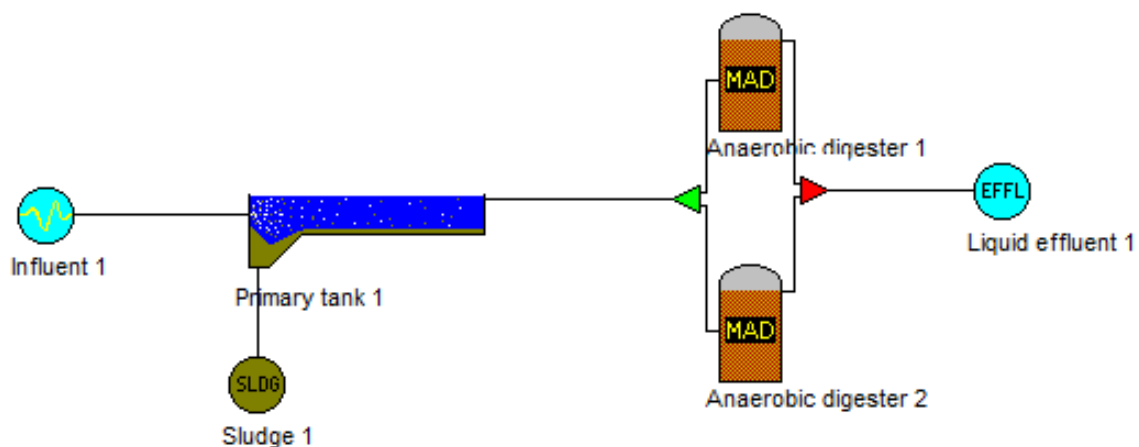


Figura 17: Esquema virtual do sistema de tratamento de reatores UASB

5.3.2 Parametrização Do Efluente Inicial Do Sistema

Após a reprodução virtual do sistema de tratamento, a caracterização do efluente inicial foi realizada de acordo com as Tabelas 2 e 3. Tais dados são os exigidos pelo programa para um modelo de efluente visando a remoção de DBO, que é o objetivo do estudo. Os demais valores, foram mantidos como padrão do *software*, conforme recomendado em seu manual. Assim, foram realizadas dois procedimentos: um de calibração com o efluente de 2016 e a validação do mesmo padrão para o efluente de 2017.

Tabela 2: Dados de calibração do efluente inicial 2016
(continua)

Parâmetros	Efluente inicial
pH	6,9
Temperatura (°C)	26,9
DQO (filtrada) (mg/L)	445
DBO (mg/L)	523
Sólidos totais fixos (mg/L)	227

Tabela 2: Dados de calibração do efluente inicial 2016
(conclusão)

Sólidos totais voláteis (mg/L)	1227
Sólidos Suspensos totais (mg/L)	535
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	68

Tabela 3: Dados de calibração do efluente inicial 2017

Parâmetros	Efluente inicial
pH	7
Temperatura (°C)	24,5
DQO (filtrada) (mg/L)	1012
DBO (mg/L)	551
Sólidos totais fixos (mg/L)	135,8
Sólidos totais voláteis (mg/L)	736
Sólidos Suspensos totais (mg/L)	320
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	68

5.3.3 Dimensionamento E Parametrização Do Desarenador

O dimensionamento do desarenador é simples e deve utilizar as dimensões do sistema real. De acordo com as especificações técnicas da ETE, tanque de desarenação possui largura de 0,6 metro, comprimento de 5 metros e profundidade de 0,5 metro. Portanto, o mesmo foi dimensionado de acordo com o seu volume e área superficial (Figura 18 A).

5.3.1 Dimensionamento E Parametrização Do Reator UASB

Para a utilização de um reator anaeróbio, o programa necessita que seja especificado inicialmente o modelo, no caso foi escolhido o de primeira ordem devido à sua acessibilidade, e o volume de lodo. Os reatores possuem 15 metros de diâmetro e 6 metros de profundidade. Assim, após simulações e testes, foi identificado que o

volume de lodo mais adequado para os reatores foi de 350 m³, conforme visualizado na Figura 18 B.

Em seguida, foram estabelecidas as condições iniciais esperadas de se encontrar dentro do reator no início do processo de digestão. Quando do início de funcionamento de um reator, espera-se que os valores sejam todos iguais a zero e, portanto, na primeira simulação para o cenário base os valores foram todos zerados visando a partida do reator. Após a sua estabilização, por ser um reator ativo há 25 anos (Sítio das Antas), as condições iniciais para as simulações seguintes foram definidas por meio de ajustes iterativos para se aproximar da realidade, de acordo com a Figura 18 C.

Por fim, a taxa de degradação de sólidos voláteis e a fração de sólidos voláteis que são biodegradáveis no efluente foram inseridas no sistema. De acordo com as simulações realizadas para diferentes valores, foram validados os parâmetros para o efluente, conforme apresentado na Figura 18 D.

Após a realização de todos os passos supracitados, foram efetuadas as projeções com os dados de 2016 e de 2017 a fim de calibrar e validar o STOAT. Foi então calculado, com o auxílio do programa estatístico Bioestat 5.0, o desvio padrão entre os resultados apresentados pelo STOAT e os dados reais de monitoramento a fim de determinar uma constante. Essa constante foi definida como a média do desvio padrão encontrado na calibração e validação da simulação para a ETE no STOAT.

A constante foi, então, utilizada como balizadora dos resultados obtidos nas simulações dos cenários adversos. Foram realizados novos estudos, alterando as características do efluente para aumento da vazão e concentração de componentes, como uma forma de prever a eficiência de tratamento caso haja uma maior demanda com aumento populacional.

Por fim, os dados foram tratados estatisticamente com auxílio do programa computacional Bioestat 5.0 e Microsoft Excel para sintetização e discussão dos resultados.

Edit primary tank : Page 1 of 1 A

Name:

Model:

Number of stages:

Volume (m³):

Surface area (m²):

Edit anaerobic digester : Page 1 of 1 B

Name:

Digester model:

Sludge volume (m³):

Gas volume (m³):

MAD1 digester initial data C

1	Total BOD (mg/l):	400.00
2	Degradable volatile solids (mg/l):	400.00
3	Non-volatile solids (mg/l):	400.00
4	Ammonia (mg/l):	40.00
5	Nitrate (mg/l):	40.00
6	Phosphate (mg/l):	40.00
7	Non-degradable volatile solids (mg/l):	40.00

Sewage calibration data : Page 1 of 1 D

Volatile solids degradation rate 1/h:

Fraction of volatile solids that are biodegradable:

Figura 18: Etapas de dimensionamento do sistema de reatores UASB no STOAT
A. Desarenador; B. Reator UASB; C. Dados iniciais dos reatores UASB; D. Taxas de degradação do efluente.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados se dá de acordo com as etapas 1 e 2 previamente definidas, de forma a apresentar primeiramente os dados resultantes da calibração do STOAT e respectivas diferenças estatísticas entre o programa e o sistema real para as etapas 1 e 2 e, posteriormente, os dados dos cenários simulados na etapa 2.

6.1 RESULTADOS DE CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE LODO ATIVADO

Após a simulação de 5 dias completos, foram obtidos os resultados do STOAT para análise. Os sólidos suspensos totais médios foram iguais a 1,92 mg/L, enquanto os valores de nitrato oscilaram de 2 mg/L a 11,74 mg/L e de e fósforo total variaram entre 2 mg/L e 6,57 mg/L. A amônia presente no efluente final apresentou uma média de aproximadamente 57 mg/L, enquanto a DBO total foi aproximadamente igual a 59 mg/L, em média.

Os resultados de monitoramento da DBO total demonstraram a estabilização de remoção do efluente final a partir da 36^a hora do processo, conforme visualizado no Gráfico 1.

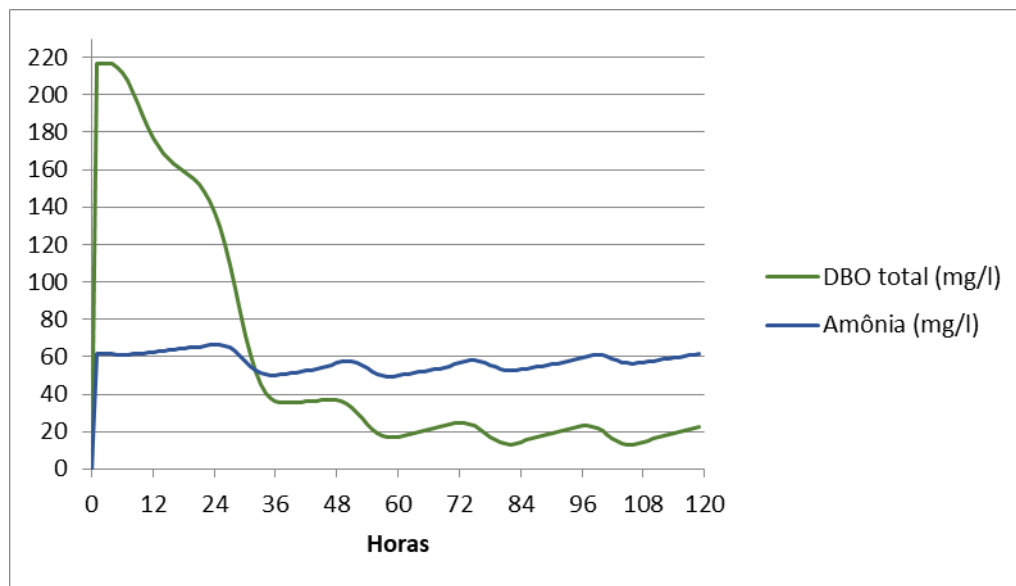


Gráfico 1: Variação da DBO total e Amônia no efluente final

Após esse período, a DBO total que era de 217,1 mg/L no efluente não tratado, foi reduzida para cerca de 20 mg/L a partir da 60^a hora de tratamento, apresentando uma significativa redução deste parâmetro. Contudo, em relação à amônia, que ao final do tratamento apresentou valores próximos a 60 mg/L, não resultou em remoção significativa.

A maior parte dos dados de monitoramento da DBO total se situou na faixa de 12,86 a 38,37 mg/L, conforme a tabela de frequência obtida junto ao programa BioEstat no Quadro 6.

Classes	Número de amostras	Percentual
12,86 f 38,37	85	71,43%
38,37 f 63,89	4	3,36%
63,89 f 89,41	2	1,68%
89,41 f 114,93	2	1,68%
114,93 f 140,45	3	2,52%
140,45 f 165,97	8	6,72%
165,97 f 191,49	6	5,04%
191,49 f 217,01	9	7,56%
Total	119	100%

Quadro 6: Frequência da DBO total no efluente final do lodo ativado

Em referência às 119 amostras obtidas, 85 se enquadraram na faixa supracitada, representando 71,43% do total de amostras. Esse valor demonstra que, quando uma simulação é realizada sem lodo inicial no tanque, a remoção da DBO total se estabiliza a partir da 36ª hora de tratamento, pois o lodo é recirculado pela primeira vez após a 24ª hora.

Os parâmetros sólidos suspensos totais, nitrato e fósforo total apresentaram leve aumento até a 24ª hora, conforme mostra o Gráfico 2. Contudo, após a recirculação da primeira carga de lodo no sistema, houve um pico da concentração de nitratos e posterior queda, enquanto o fósforo total se acumulou de maneira lenta e os sólidos totais se mantiveram em leve queda.

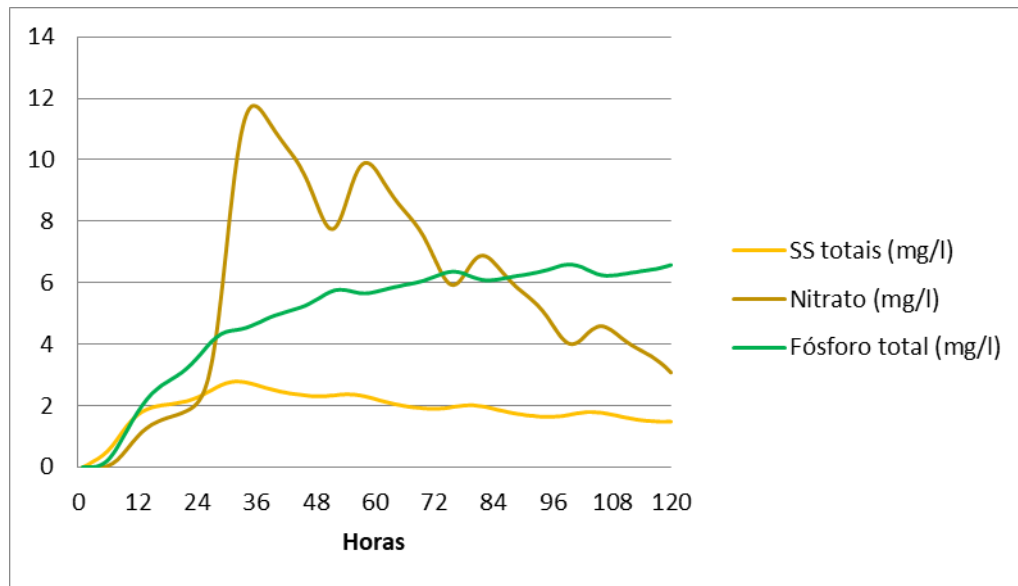


Gráfico 2: Variação de Fosfato, Fósforo total, Nitrato e SS totais no efluente final

Conforme demonstrado acima, observou-se que o comportamento dos parâmetros nitrato e DBO estão relacionados. A redução da disponibilidade de nitrato no efluente, a partir da 36ª hora, indica que a quantidade de matéria orgânica a ser degradada também foi reduzida e, conseqüentemente, foi necessário um menor índice de oxigênio necessário para degradação.

6.2 DISCUSSÃO DA VIABILIDADE DE SIMULAÇÃO DO SISTEMA DE LODO ATIVADO NO STOAT

Considerando a média de DBO total após a estabilização do sistema, evidencia-se a estabilização da remoção desse poluente, conforme visualizado no Gráfico 3. Posteriormente ao segundo dia de funcionamento do sistema, a DBO total é reduzida a aproximadamente 20 mg/L, oscilando entre 14 e 22 mg/L.

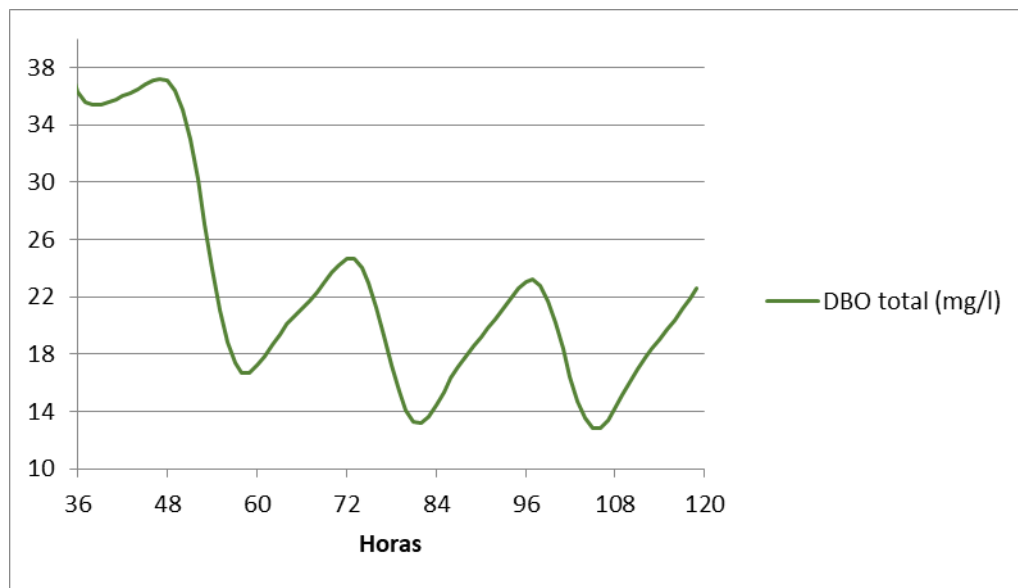


Gráfico 3: Variação da DBO total no efluente final após estabilização do sistema

Comparando os dados de monitoramento do sistema real com os resultados de calibração obtidos por meio do STOAT, observa-se que tanto a DBO total, quanto a DBO filtrada (quando comparada com a DBO total após a 60ª hora) apresentam variações de aproximadamente 7mg/l e 4 mg/l, respectivamente. Os sólidos suspensos se mostraram o parâmetro mais discrepante, com uma diferença de aproximadamente 30 mg/l, enquanto amônia e nitrato se encontram com valores de 15 mg/l e 5 mg/l a mais, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4: Comparação dos resultados da simulação e dados práticos

	Simulação STOAT	FUJII (2011)
DBO total média (mg/L)	59,34	67
DBO Filtrada (mg/L)	-	23
DBO total após 60 h (mg/L)	18,9	-
Sólidos suspensos (mg/L)	1,92	32
Amônia (mg/L)	57,26	42
Nitrato (mg/L)	5,72	1,6

De acordo com a remoção dos parâmetros supracitados, nota-se que a remoção da DBO e amônia é adequada para atender os requisitos da Resolução CONAMA 430, de 2011, na qual são previstos os padrões mínimos de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011; REIS, 2009).

Em relação à diferença de remoção entre os sistemas, o monitoramento do sistema real resultou valores de DBO total iguais a 67 mg/L, em média. Embora tais valores estejam aquém do esperado, os mesmos foram motivados pela velocidade relativamente alta do raspador de lodo do decantador secundário, de forma que após a filtragem da DBO total, o valor médio encontrado foi igual a 23 mg/L. Em relação aos sólidos suspensos, estes sofrem influência do arraste de sólidos no efluente do lodo ativado, além de elevado percentual de material volátil. Já a elevada concentração de amônia no efluente e a baixa nitrificação do mesmo são, provavelmente oriundas das baixas temperaturas médias, justificando a diferença de remoção de tais parâmetros em relação ao STOAT (FUJII, 2011).

Portanto, observa-se que os resultados são influenciados por mecanismos e fatores extremamente variáveis. Nesse caso, o STOAT apresentou maior remoção dos poluentes DBO e sólidos suspensos, enquanto que os parâmetros amônia e nitrato demonstraram resultados limitados pelos modelos dinâmicos inerentes ao *software* e o nível de calibração atingida (MARQUOT, 2007)

6.3 RESULTADOS DE CALIBRAÇÃO DO SISTEMA DE REATORES UASB

De acordo com Chernicharo (2008), a partida dos reatores UASB é recomendada a ser realizada em temperatura um pouco abaixo do seu ponto ótimo, sendo em torno de 20 a 26 °C, dependendo da localidade. Assim, pode-se inocular lodo anaeróbio aclimatado ao tipo de esgoto, haja vista que mudanças bruscas de temperatura podem acarretar um déficit na proporção de bactérias acidogênicas e metanogênicas.

Esta partida do reator é classificada como um período de transição, em que são frequentes as instabilidades operacionais. Visando a seleção e manutenção de

biomassa, estima-se que o tempo de desenvolvimento total da mesma seja de cerca de seis meses (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014). Contudo, o período de transição até que a partida do reator esteja completa e atinja níveis satisfatórios de tratamento pode ser menor do que seis meses. Morais (2011) em seu estudo destaca que um reator UASB pode levar aproximadamente 10 semanas para se estabilizar sem a necessidade de inóculo de lodo.

Dessa forma, para obtenção do cenário base, foi realizada uma simulação com os parâmetros do reator zerados, com o objetivo de dar partida no reator sem inóculo de lodo, conforme apresentado no Gráfico 4.

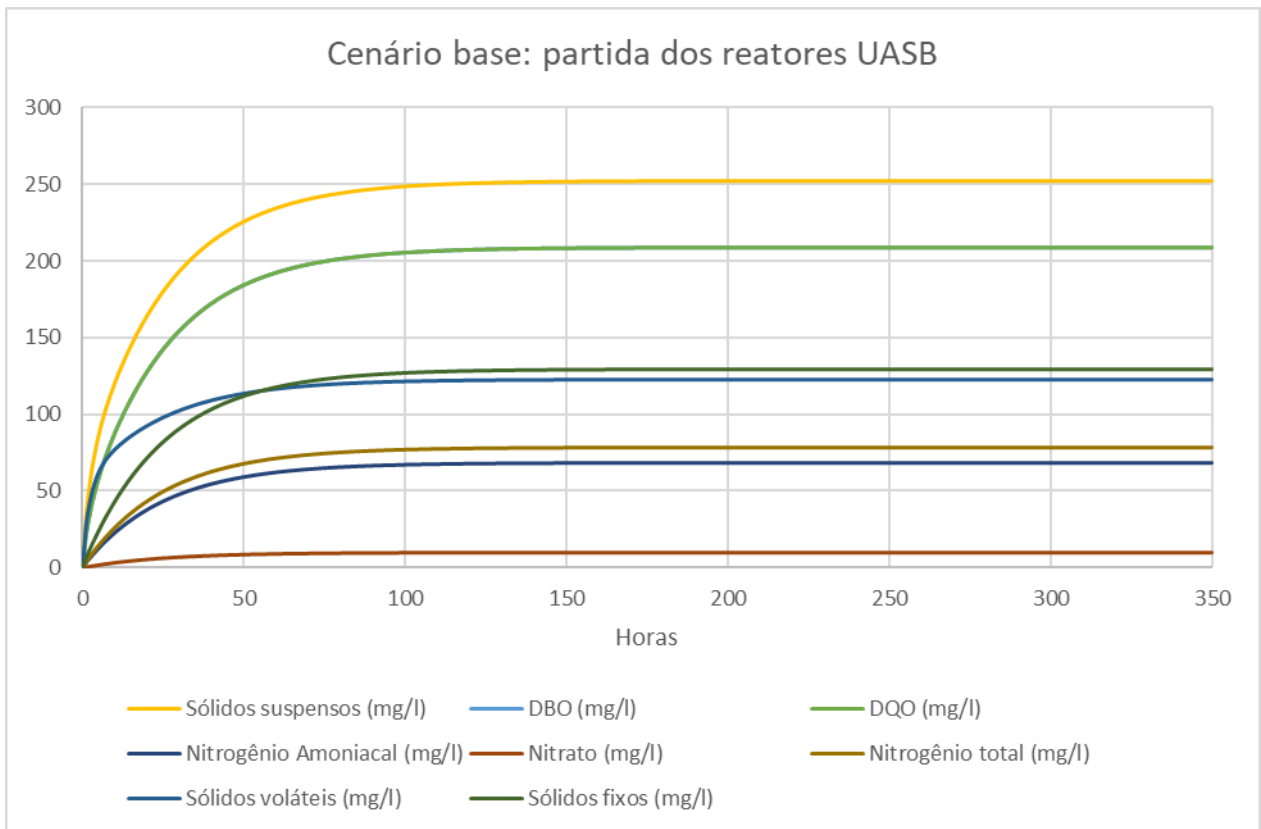


Gráfico 4: Gráfico de estabilização dos reatores UASB

Embora Morais (2011) destaque que a partida de um reator UASB possa levar alguns meses, no presente estudo o *software* apresenta como resultado o período de

350 horas, ou aproximadamente 15 dias, para se estabilizar após ter sido realizada a partida com efluente calibrado para o perfil do efluente 2016.

O resultado final do cenário base é demonstrado na Tabela 5 abaixo, em que o efluente inicial é tratado por 100 horas até se estabilizar inicialmente com pequenas variações até a hora 350, de forma que atinge seu platô. Neste caso, o efluente tratado não se altera nas 4000 horas seguintes (aproximadamente seis meses) previstos na simulação de partida do reator. A vazão foi mantida constante, assim como o pH e a temperatura dentro do reator.

Tabela 5: Resultado de estabilização do reator UASB

Tempo (h)	350
Vazão (m³/h)	105
Temperatura (°C)	35
pH	7
Sólidos suspensos (mg/l)	252
DBO (mg/l)	208,9
DQO (mg/l)	208,9
Nitrogênio Amoniacal (mg/l)	68,4
Nitrato (mg/l)	10
Nitrogênio total (mg/l)	78,4
Sólidos voláteis (mg/l)	122,55
Sólidos fixos (mg/l)	129,46

Para o cálculo do TDH atual da ETE de Andirá foi utilizado a equação a seguir, destacada por Costa, Barbosa Filho e Giordano (2014):

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

Considerando o volume dos dois reatores UASB, temos na ETE um total de 706 m³ e, quando divididos pela vazão média de 104 m³/s, obtém-se o TDH da ETE igual a 6,79 horas. Portanto, foi utilizado TDH de 7 horas no presente estudo, conforme

corroborado pelos autores supracitados como dentro dos padrões desse modelo de tratamento.

De acordo com Costa, Barbosa Filho e Giordano (2014), o TDH possui relação direta com a velocidade ascensional do efluente dentro do reator e, conseqüentemente, com a eficiência da digestão anaeróbia. Os autores destacam que para uma temperatura ambiente média de 20 °C, este parâmetro varia entre 6 a 16 horas. Outros autores recomendam uma faixa de variação do TDH ainda mais estreita, de acordo com o tamanho da unidade de tratamento, podendo ser de 8 a 10 horas para a vazão normal e não menor do que 4 horas para os picos de vazão máxima (CHERNICHARO, 2008).

Seguindo a metodologia descrita, após a estabilização do sistema, foram realizadas simulações com os dados e características do efluente real da estação nos anos de 2016 e 2017 para calibração e validação. A começar pela Tabela 6, é possível observar as características do efluente bruto e tratado na ETE para o ano de 2016.

Os dados obtidos na simulação de calibração do STOAT foram referentes a 7 horas de tratamento, tempo de detenção hidráulica deste efluente dentro do sistema. Durante este tempo é que ocorre o tratamento majoritariamente, em que após a 7ª hora, o efluente se estabiliza e apresenta pequena redução de seus parâmetros poluidores. Os resultados podem ser visualizados na Tabela 7.

Após a calibração inicial, o procedimento foi repetido, mas utilizando as características do efluente bruto e tratado da ETE, em relação ao ano de 2017, melhor visualizados nas Tabelas 8 e 9.

Em ambos os casos, houve tratamento dos parâmetros avaliados no efluente e redução da poluição. Contudo, os resultados apresentados pelo programa diferem dos dados reais de monitoramento em relação a algumas características do efluente tratado, de modo que essa diferença estatística será abordada nos tópicos a seguir.

Para comparar os resultados reais e virtuais da ETE em números absolutos, foram calculadas as porcentagens de tratamento em cada caso e, considerando a diferença entre a porcentagem de tratamento real e a prevista no STOAT (Tabelas 10 e 11), foi possível estabelecer o desvio médio dos resultados, utilizando o *software* BioEstat.

Tabela 6: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2016 na ETE

Estação de Tratamento de Esgoto Sítio das Antas (2016)				
Parâmetros	Efluente bruto	Efluente tratado	Redução	Tratamento (%)
pH	6,9	6,68	-0,22	-3%
Temperatura (°C)	26,9	27,1	0,2	1%
DQO (filtrada) (mg/L)	445	116	-329	-74%
DBO (mg/L)	523	57,8	-465,2	-89%
Sólidos totais fixos (mg/L)	227	310	83	37%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	1227	327	-900	-73%
Sólidos Suspensos totais (mg/L)	535	100	-435	-81%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	68	58	-10	-15%

Tabela 7: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2016 no STOAT

STOAT 2016				
Parâmetros	Efluente bruto	Efluente tratado	Redução	Tratamento
pH	7	7	0	0%
Temperatura (°C)	25	35	10	40%
DQO (filtrada) (mg/L)	445	174,78	-235,7	-53%
DBO (mg/L)	523	174,78	-313,7	-60%
Sólidos totais fixos (mg/L)	227	230,67	39,54	17%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	1227	359,11	-877,53	-72%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	68	63,51	-9,47	-14%
Nitrato (mg/L)	33,22	6,42	-19,67	-59%
Fósforo total (mg/L)	33,18	6,41	-19,65	-59%
Nitrogênio total (mg/L)	77,99	69,93	-5,92	-8%

Tabela 8: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2017 na ETE

Estação de Tratamento de Esgoto Sítio das Antas (2017)				
Parâmetros	Efluente bruto	Efluente tratado	Redução	Tratamento (%)
pH	7	6,91	-0,09	-1%
Temperatura (°C)	24,5	26,1	1,6	7%
DQO (filtrada) (mg/L)	1012	194,5	-817,5	-81%
DBO (mg/L)	551	107	-444	-81%
Sólidos totais fixos (mg/L)	135,77	170,5	34,72	26%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	736	179,85	-556,15	-76%
Sólidos Suspensos totais (mg/L)	320	55	-265	-83%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	68	70	2	3%

Tabela 9: Descritivo do perfil de tratamento do efluente em 2017 no STOAT

STOAT 2017				
Parâmetros	Efluente bruto	Efluente tratado	Redução	Tratamento
pH	7	7	0	0%
Temperatura (°C)	25	35	10	40%
DQO (filtrada) (mg/L)	1012	222,5	-789,5	-78%
DBO (mg/L)	551	222,51	-328,49	-59%
Sólidos totais fixos (mg/L)	135	177,1	42,1	68%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	736	135,7	-600,3	-82%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	69,63	62,97	-6,66	-17%
Nitrato (mg/L)	35,31	15,7	-19,61	-40%
Fósforo total (mg/L)	33,77	7,6	-26,17	-56%
Nitrogênio total (mg/L)	104,93	78,67	-26,26	-25%

Tabela 10: Comparativo da eficiência de tratamento do efluente em 2016

2016	ETE	STOAT	
Parâmetros	Tratamento	Tratamento	Diferença
pH	-3%	0%	3%
Temperatura (°C)	1%	40%	39%
DQO (filtrada) (mg/L)	-74%	-53%	21%
DBO (mg/L)	-89%	-60%	29%
Sólidos totais fixos (mg/L)	37%	17%	-20%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	-73%	-72%	1%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	-15%	-14%	1%
Nitrato (mg/L)	-	-59%	
Fósforo total (mg/L)	-	-59%	
Nitrogênio total (mg/L)	-	-8%	

Tabela 11: Comparativo da eficiência de tratamento do efluente em 2017

2017	ETE	STOAT	
Parâmetros	Tratamento	Tratamento	Diferença
pH	-1%	0%	1%
Temperatura (°C)	7%	40%	33%
DQO (filtrada) (mg/L)	-81%	-78%	3%
DBO (mg/L)	-81%	-59%	22%
Sólidos totais fixos (mg/L)	26%	68%	42%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	-76%	-82%	-6%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	3%	-17%	-20%
Nitrato (mg/L)	-	-40%	
Fósforo total (mg/L)	-	-56%	
Nitrogênio total (mg/L)	-	-25%	

Em relação ao perfil do efluente em 2016, o programa foi mais assertivo para os parâmetros sólidos voláteis, nitrogênio amoniacal e pH, sendo que este último se mostrou invariável. De modo contrário, a temperatura se destaca com a maior diferença de valores, pois o programa retorna como resultado a temperatura do efluente imediato à saída do reator, refletindo virtualmente a mesma temperatura de seu interior. Já a DBO apresentou a segunda maior variação, com 29%.

Na etapa de validação, após os ajustes de alguns parâmetros e simulação do perfil do efluente de 2017, foram encontrados dados diferentes em relação à diferença de tratamento. Nesse caso os parâmetros mais próximos da realidade foram novamente pH e sólidos voláteis, com destaque também para a DQO. Por outro lado, Além da temperatura, os sólidos fixos mostraram uma diferença de 42%.

Haja vista a variância nos resultados obtidos junto à calibração, foi necessário determinar uma constante “T” de correção dos resultados apresentados no STOAT. Dessa forma, foi determinado como fator de correção geral “T” o valor da média aritmética das diferenças de porcentagem de tratamento, sendo o valor igual a 10,64%. Isso significa que os resultados previstos nas simulações do STOAT apresentam, em média, uma remoção dos poluentes 10,64% menor do que a estação real (Tabela 12).

Ainda, nota-se que a maioria dos parâmetros estudados apresentam variações entre -7,4% e 5,2% (Quadro 7), de forma que, apesar da grande amplitude de valores (62 pontos percentuais) causada principalmente pelo *outlier* sólidos fixos 42% em 2017 e -20% em 2016.

Tabela 12: Variação da porcentagem de tratamento

Mínimo	-20
Máximo	42
Amplitude Total	62
Mediana	3
Média Aritmética	10,64
Variância	416,25
Desvio Padrão	20,40
Erro Padrão	5,45

Classes	Número de amostras	Percentual
-20,0 f -7,4	2	14,29%
-7,4 f 5,2	6	42,86%
5,2 f 17,8	0	0,00%
17,8 f 30,4	3	21,43%
30,4 f 43,0	3	21,43%
Total	14	100%

Quadro 7: Frequência da variação das porcentagens de tratamento no reator UASB

Alguns parâmetros possuem desvios mais significantes do que outros em relação à média, devido às particularidades do *software* e equações utilizadas em seu balanço de massa que, geralmente, assumem premissas por ser virtualmente impossível incluir todos os fatores bióticos, abióticos e variáveis de um sistema de tratamento real. Portanto, utilizando os dados de calibração e validação dos anos de 2016 e 2017, foi estabelecido um fator de correção “T” a ser multiplicado para cada parâmetro estudado, afim de se obter resultados mais próximos possíveis da realidade de um cenário simulado (Tabela 13).

Tabela 13: Fatores de correção para cada parâmetro do STOAT

Parâmetros	2016	2017	Fator de correção “T”
pH	3%	1%	2%
Temperatura (°C)	39%	33%	36%
DQO (filtrada) (mg/L)	21%	3%	12%
DBO (mg/L)	29%	22%	26%
Sólidos totais fixos (mg/L)	-20%	42%	11%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	1%	-6%	-3%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1%	-20%	-10%

Como a fórmula de cálculo desses fatores foi o resultado do STOAT menos o resultado real de monitoramento, os números T positivos indicam que um tratamento real seria mais eficiente, enquanto os números T negativos indicam que o STOAT prevê maior eficiência de remoção dos poluentes.

6.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS CENÁRIOS PROPOSTOS

Após a calibração do cenário base com o perfil do efluente de 2017, as simulações dos cenários propostos foram realizadas para um tempo de detenção hidráulica de 7 horas e também de 12 horas, visando avaliar possíveis melhorias na remoção dos parâmetros.

6.4.1 Tempo de Detenção Hidráulica de 7 horas

Conforme metodologia descrita, foram simulados os cenários de 1 a 6 para avaliação do comportamento da ETE, de forma que foram obtidos os seguintes resultados brutos de tratamento pelo STOAT, de acordo com a Tabela 14.

Estes resultados foram tratados conforme os fatores de correção utilizados para cada poluente, em que foi possível obter os seguintes valores corrigidos para se aproximar da realidade da ETE, apresentados na Tabela 15 a seguir.

Tabela 14: Resultados brutos de tratamento do efluente (TDH 7 horas)

Parâmetros	Cenários					
	1	2	3	4	5	6
Vazão	99,84	99,72	99,92	109,86	149,86	79,87
Concentração parâmetros (%)	110	150	80	100	100	100
pH	7	7	7	7	7	7
Temperatura (°C)	35	35	35	35	35	35
DBO (mg/L)	245,18	319,4	193,46	227,17	236,14	220,74
DQO (filtrada) (mg/L)	245,18	319,4	193,46	227,17	236,14	220,74
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	62,76	78,18	49,65	59,25	62,35	55,92
Nitrato (mg/L)	21,3	23,89	19,36	19,61	16,35	23,11
Fósforo total (mg/L)	14,22	14,24	14,21	12,82	8,47	17,49
Nitrogênio total (mg/L)	84,06	102,07	69,02	78,86	78,7	79,03
Sólidos voláteis (mg/L)	144,28	179,56	113,59	144,85	176,5	118,23
Sólidos fixos (mg/L)	230,01	262,14	211,01	218,2	191,09	247,64

Tabela 15: Resultados corrigidos de tratamento do efluente (TDH 7 horas)

Parâmetros	Cenários					
	1	2	3	4	5	6
Vazão	99,84	99,72	99,92	109,86	149,86	79,87
Concentração parâmetros (%)	110	150	80	100	100	100
pH	6,86	6,86	6,86	6,86	6,86	6,86
Temperatura (°C)	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4
DBO (mg/L)	156,92	204,42	123,81	145,39	151,13	141,27
DQO (filtrada) (mg/L)	215,76	281,07	170,24	199,91	207,80	194,25
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	69,04	86,	54,62	65,18	68,59	61,51
Nitrato (mg/L)	21,30	23,89	19,6	19,61	16,35	23,11
Fósforo total (mg/L)	14,22	14,24	14,21	12,82	8,47	17,49
Nitrogênio total (mg/L)	84,06	102,07	69,02	78,86	78,70	79,03
Sólidos voláteis (mg/L)	148,61	184,95	117,00	149,20	181,80	121,78
Sólidos fixos (mg/L)	204,71	233,30	187,80	194,20	170,07	220,40

Conforme esperado, um aumento da concentração dos poluentes causa menor remoção dos mesmos. Analisando os cenários 1, 2 e 3, pode-se observar que todos os parâmetros são removidos mais eficientemente à medida que se diminui as concentrações dos mesmos. Esta relação pode ser melhor visualizada no Gráfico 5.

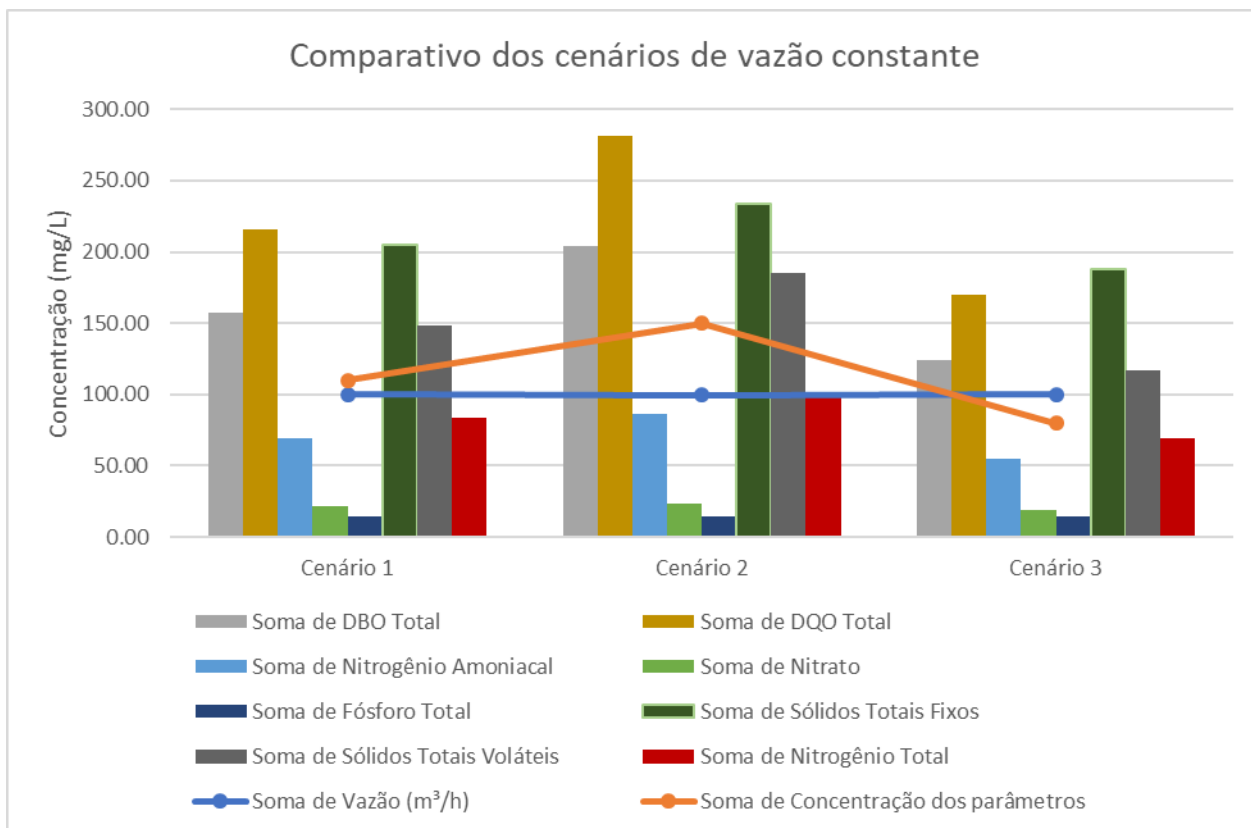


Gráfico 5: Comparativo dos cenários de vazão constante

De forma análoga, quando mantidas as concentrações dos poluentes, mas alterada a vazão, nota-se que, para alguns critérios, a relação é inversamente proporcional. No cenário 6, com a menor vazão, os parâmetros fósforo total, nitrato, sólidos totais fixos e nitrogênio total aumentam conforme a vazão diminui. Por outro lado, os elementos Sólidos sedimentáveis, DQO, DBO, Sólidos totais voláteis, Sólidos suspensos totais e Nitrogênio Amoniacal apresentam maior remoção com menores vazões, conforme apresentado no Gráfico 6.

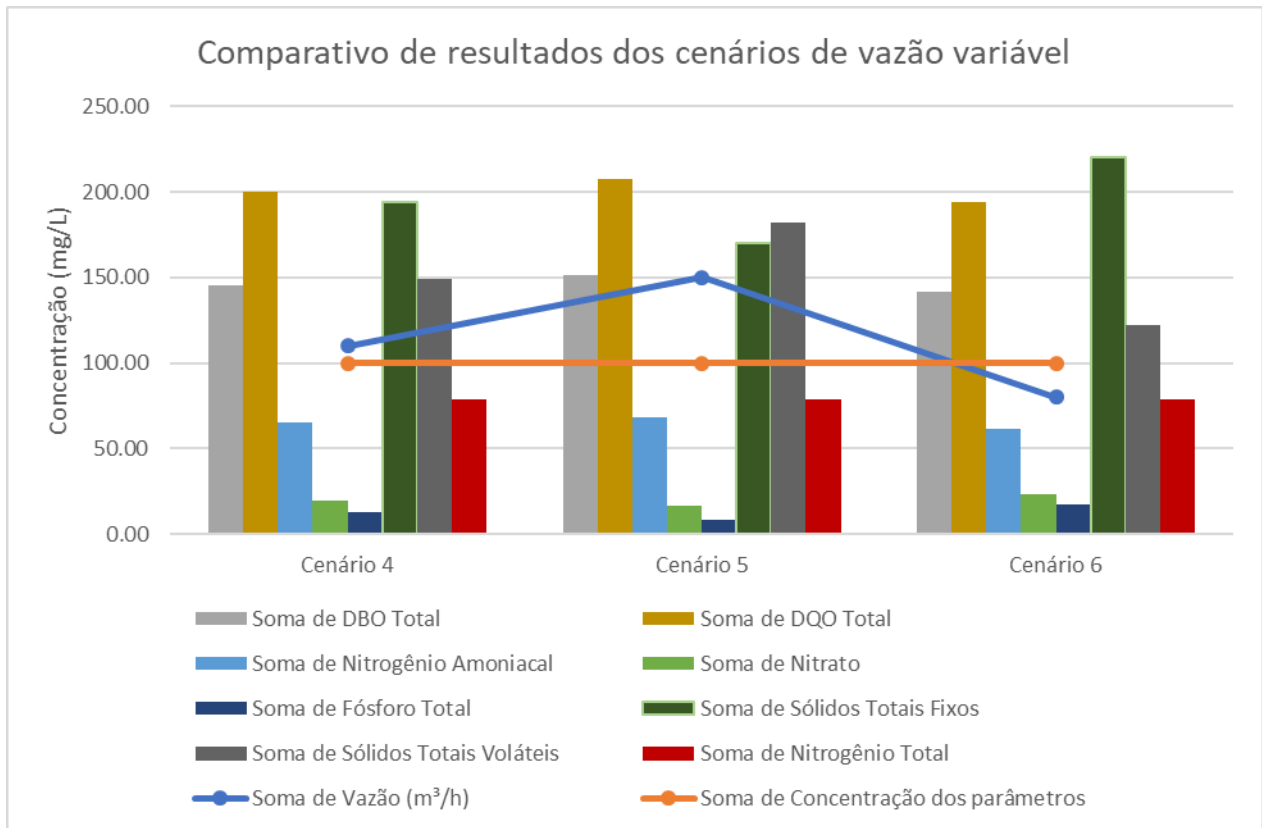


Gráfico 6: Comparativo de resultados dos cenários de vazão variável

Conforme a Resolução CONAMA n° 430 de 2011, que define os padrões de lançamentos de efluentes em corpos hídricos, o efluente de uma ETE deve apresentar pH entre 5 e 9, temperatura de no máximo 40 °C com variação máxima de 3 °C em relação à temperatura do corpo receptor. Ainda, os sólidos sedimentáveis não devem ultrapassar 1 ml/L, DBO 120 mg/L e nitrogênio amoniacal 20 mg/L (BRASIL, 2011).

No quesito temperatura da água, todos os cenários simulados se enquadram dentro dos parâmetros requeridos. O programa apresenta resultado de temperatura do efluente tratado em 35 °C imediatamente à saída do mesmo do reator, fato explicado pela atividade de digestão anaeróbia que aumenta a temperatura dentro do reator propiciando um clima ótimo para multiplicação das bactérias (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

Contudo, essa temperatura não é a mesma do efluente lançado no corpo hídrico. De acordo com os relatórios de análise de esgoto da estação, a temperatura de uma

amostra de água bruta à montante (100 metros) da ETE era de 25 °C em Julho de 2017, mês mais frio, ao passo que a temperatura de uma amostra 100 metros à jusante era de 24,8 °C, mostrando que o fator de correção “T” empregado é válido e há uma diferença mínima da temperatura do corpo receptor. Esta variação é menor que 3°C e a temperatura geral menor que 40°C, atendendo então a legislação.

O parâmetro pH apresentou a menor variação entre os estudados, com uma diferença de apenas 2% para o sistema real de tratamento, haja vista que o *software* considera o pH 7 imputado inicialmente como invariável. Dessa forma, este parâmetro também atende a CONAMA 430/11.

Em relação à DBO, a Resolução estabelece um valor máximo de 120 mg/L para os efluentes de esgotos sanitários, sendo que neste caso, todos os cenários estudados estariam fora dos padrões requeridos. O que mais se aproxima é o cenário 3 em que foram reduzidas as concentrações de todos os parâmetros do efluente bruto para 80% dos originais, possibilitando um efluente final contendo 123,81 mg/L de DBO.

Contudo, a legislação também prevê que, para os casos em que este limite seja ultrapassado, mas em que o sistema de tratamento de esgotos apresente uma remoção mínima de 60% da DBO, estes sejam considerados como aceitáveis. Assim, conforme visualizado na Tabela 16 abaixo, em todos os cenários a remoção foi maior do que 60%, atingindo até mesmo 75,27% no cenário 2, em que a concentração da DBO no efluente bruto foi a maior analisada (826 mg/L) e a vazão mantida a original, permitindo uma maior remoção em termos proporcionais.

Tabela 16: Eficiência de remoção da DBO (TDH 7 horas)

Cenário	DBO efluente bruto (mg/L)	DBO efluente tratado (mg/L)	Remoção
1	606,1	156,92	74,11%
2	826,5	204,42	75,27%
3	440,8	123,81	71,91%
4	551	145,39	73,61%
5	551	151,13	72,57%
6	551	141,27	74,36%

Haja vista que a eficiência esperada de um reator UASB para remoção de DBO é de 60% (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014), as simulações realizadas mostram que a ETE Sítio das Antas suportaria as variações propostas em termos de concentração de poluentes e vazão, atendendo ainda sim a legislação e superando as expectativas de eficiência de um reator UASB. Nota-se que a eficiência do mesmo é maior nos cenários 1, 2 e 6 mantendo a vazão constante ou reduzindo a mesma em 20%, de forma que mesmo no cenário 2 de modo que a concentração da DBO do efluente bruto é 150% do cenário base, a eficiência de remoção ainda é bem elevada.

Analisando o resultado do tratamento para a concentração de nitrogênio amoniacal, nota-se que em nenhum dos cenários o padrão da Resolução CONAMA 430/11 foi atendido. O Cenário 3 foi o que apresentou o valor mais baixo, aproximadamente 54,6 mg/L, por haver uma concentração mais baixa dos parâmetros. Inversamente, o Cenário 2, que apresenta a maior concentração dos parâmetros, retornou cerca de 86 mg/L de Nitrogênio amoniacal no efluente tratado, sendo o maior valor observado.

6.4.2 Tempo de Detenção Hidráulica de 12 horas

Durante o processo de calibração e validação do programa, foi possível notar variações de remoção dos parâmetros de acordo com o TDH. Alguns desses parâmetros são reduzidos significativamente após a sétima hora, conforme demonstrado nos Gráficos 7 e 8.

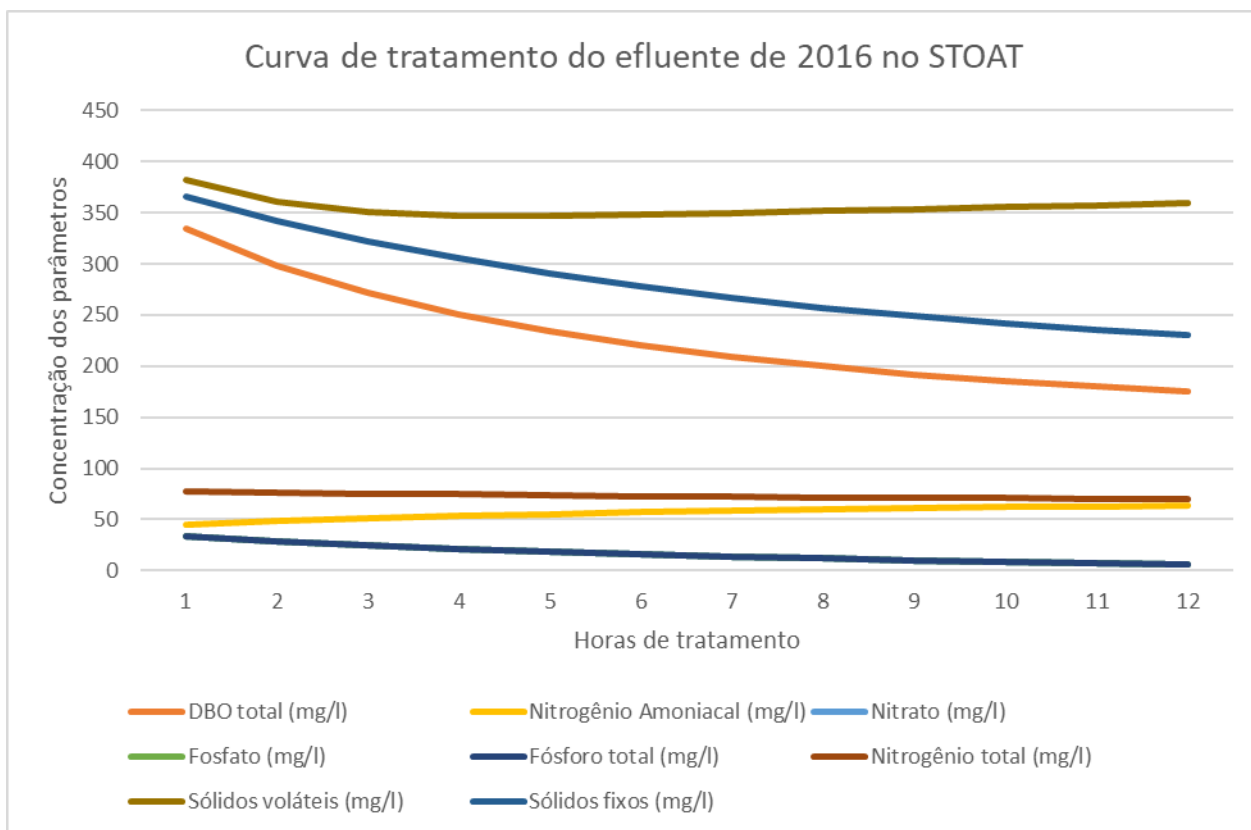


Gráfico 7: Curva de tratamento do efluente de 2016 no STOAT

Ao que se refere ao efluente de 2016, entre a 7^a e a 12^a hora, os parâmetros DBO, sólidos fixos e fósforo total são significativamente reduzidos. Ao final da 12^a hora a DBO e os sólidos fixos possuem, respectivamente, uma concentração de aproximadamente 20% e 16% menor, quando comparados com os resultados após a 7^a hora de tratamento. Em contrapartida, os sólidos voláteis sofrem um aumento de 5% e os demais parâmetros se mantêm.

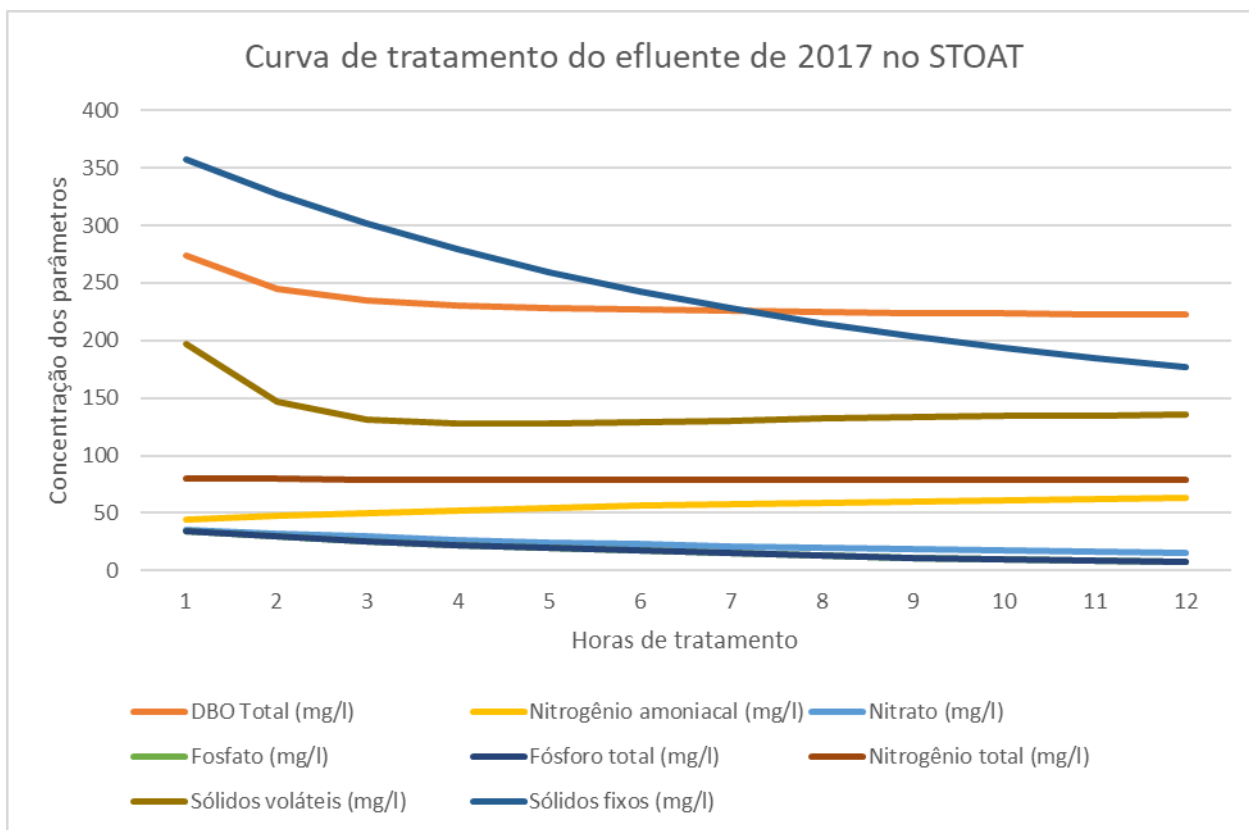


Gráfico 8: Curva de tratamento do efluente de 2017 no STOAT

Já para o efluente de 2017, apenas os sólidos fixos e fósforo total apresentam reduções significativas. Após a 7ª hora, os sólidos fixos são removidos 30%. Nesse caso a DBO e os demais parâmetros se mantêm.

Portanto, com o objetivo de avaliar a possível vantagem de um TDH de 12 horas para o sistema de tratamento, foram também analisados os dados da 12ª hora de tratamento dos cenários 1 a 6, obtendo os seguintes resultados de tratamento, conforme Tabela 17.

Assim como realizado anteriormente, esses resultados do STOAT foram tratados de acordo com os fatores de correção utilizados para cada poluente, em que foi possível obter o seguinte resultado corrigido para se aproximar da realidade da ETE, apresentado na Tabela 18.

Tabela 17: Resultados brutos de tratamento do efluente (TDH 12 horas)

Parâmetros	Cenários					
	1	2	3	4	5	6
Vazão	99,84	99,72	99,92	109,86	149,86	79,87
Concentração parâmetros (%)	110	150	80	100	100	100
pH	7	7	7	7	7	7
Temperatura (°C)	35	35	35	35	35	35
DQO (filtrada) (mg/L)	246,31	338,34	182,75	223,28	232,63	217,22
DBO (mg/L)	246,31	338,34	182,75	223,28	232,63	217,22
Sólidos totais fixos (mg/L)	182,27	223,42	157,94	171,65	154,25	196,26
Sólidos totais voláteis (mg/L)	150,23	189,14	116,39	149,87	180,69	123,36
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	69,2	88,99	52,4	64,23	66,33	61,34
Nitrato (mg/L)	16,05	19,36	13,57	14,38	12,18	17,41
Fósforo total (mg/L)	6,97	6,98	6,96	5,85	2,9	9,89
Nitrogênio total (mg/L)	85,25	108,35	65,97	78,61	78,5	78,75

Tabela 18: Resultados corrigidos de tratamento do efluente (TDH 12 horas)

Parâmetros	Cenários					
	1	2	3	4	5	6
Vazão	99,84	99,72	99,92	109,86	149,86	79,87
Concentração parâmetros (%)	110	150	80	100	100	100
pH	6,86	6,86	6,86	6,86	6,86	6,86
Temperatura (°C)	22,5	22,5	22,5	22,5	22,5	22,5
DQO (filtrada) (mg/L)	216,75	297,74	160,82	196,49	204,71	191,15
DBO (mg/L)	157,64	216,54	116,96	142,90	148,88	139,02
Sólidos totais fixos (mg/L)	162,22	198,84	140,57	152,77	137,28	174,67
Sólidos totais voláteis (mg/L)	154,74	194,81	119,88	154,37	186,11	127,06
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	76,12	97,89	57,64	70,65	72,96	67,47
Nitrato (mg/L)	16,05	19,36	13,57	14,38	12,18	17,41
Fósforo total (mg/L)	6,97	6,98	6,96	5,85	2,90	9,89
Nitrogênio total (mg/L)	85,25	108,35	65,97	78,61	78,50	78,75

Conforme esperado, um aumento da concentração dos poluentes causa um menor índice de remoção dos mesmos. Analisando os cenários 1, 2 e 3, pode-se observar que todos os parâmetros são removidos mais eficientemente à medida que se diminuem as concentrações iniciais. Esta relação pode ser melhor visualizada no Gráfico 9 abaixo.

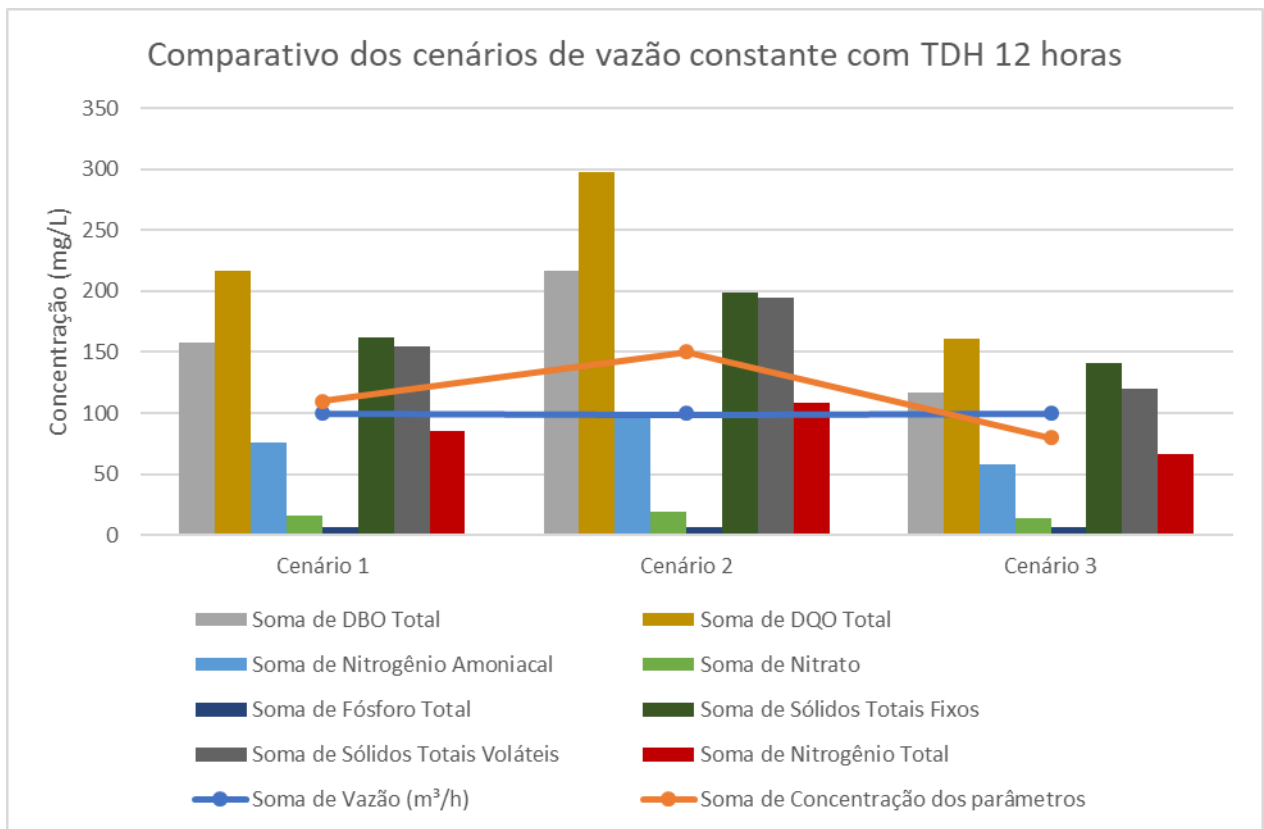


Gráfico 9: Comparativo dos cenários de vazão constante com TDH 12 horas

De forma análoga, quando mantidas as concentrações dos poluentes, mas alterada a vazão, nota-se que, para alguns critérios, a relação é inversamente proporcional. No cenário 6, com a menor vazão, os parâmetros fósforo total, nitrato, sólidos totais fixos e nitrogênio total aumentam conforme a vazão diminui. Por outro lado, os elementos sólidos sedimentáveis, DQO, DBO, sólidos totais voláteis, sólidos

suspensos totais e nitrogênio amoniacal apresentam maior remoção com menores vazões, conforme Gráfico 10.

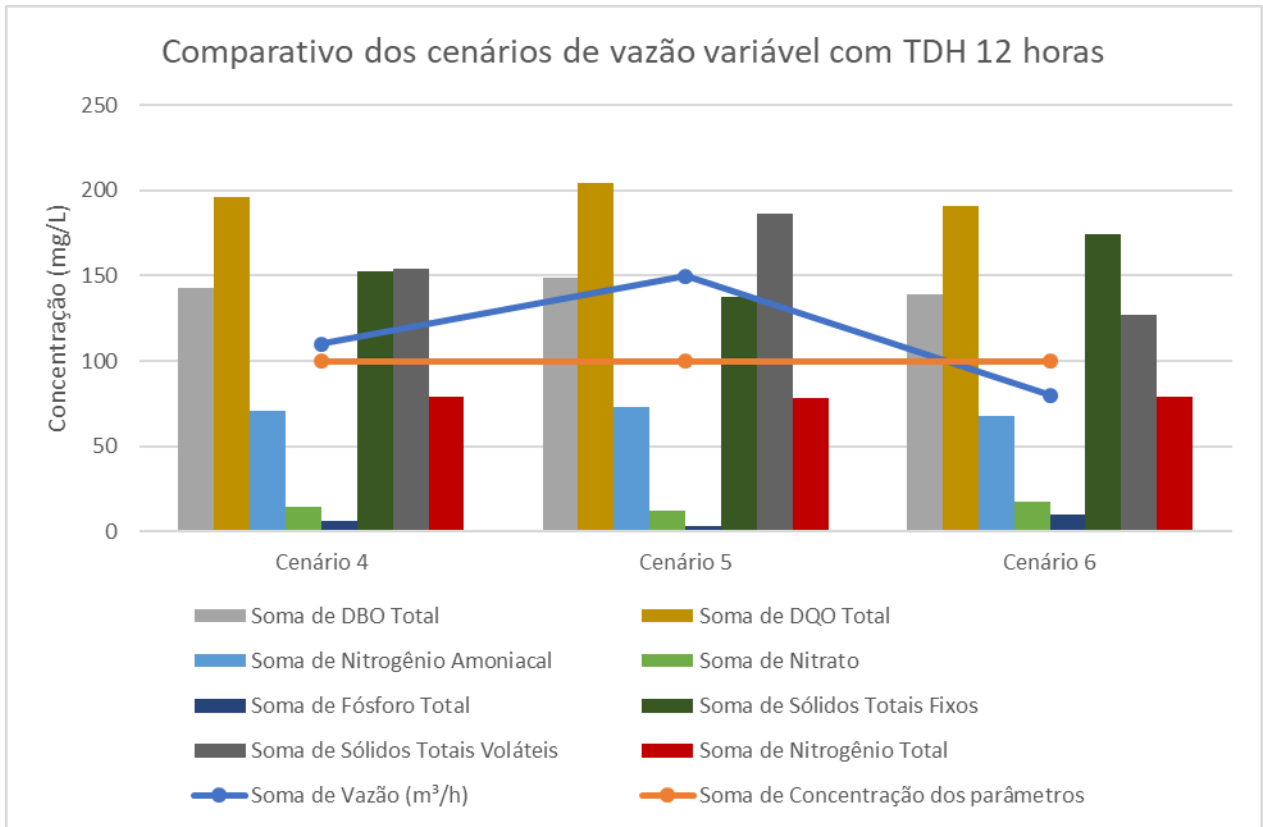


Gráfico 10: Comparativo dos cenários de vazão variável com TDH 12 horas

Observando a Resolução CONAMA n° 430 de 2011, previamente abordada para um TDH de 7 horas, não há alterações nos quesitos pH e temperatura para um TDH de 12 horas. Contudo, outros parâmetros variam.

Em relação à concentração de nitrogênio amoniacal, novamente nota-se que em nenhum dos cenários o padrão da Resolução supracitada foi atendido. O Cenário 3, da mesma forma foi o que apresentou o valor mais baixo, aproximadamente 57,64 mg/L, por haver uma concentração mais baixa dos parâmetros. Inversamente, o Cenário 2, que apresenta a maior concentração dos parâmetros, retornou cerca de 97,89 mg/L de Nitrogênio amoniacal no efluente tratado, sendo o maior valor observado.

A DBO, que não deve ultrapassar 120 mg/L, atinge o valor de 116,96 mg/L no Cenário 3 com a concentração dos parâmetros iniciais reduzidas em 20%, obtendo como resultado final uma remoção de 73%. Ainda, como a legislação prevê a percentagem de tratamento como válida para atestar o atendimento aos parâmetros, novamente todos os cenários respeitam a legislação, pois apresentam tratamento superior a 73% para TDHs de 12 horas. De forma semelhante, o Cenário 6 é o que apresenta a maior remoção proporcional (74,77%), pois a vazão foi reduzida em 20%, embora todos as simulações apresentem valores muito próximos de eficiência, conforme demonstrado na Tabela 19.

Tabela 19: Eficiência de remoção da DBO (TDH 12 horas)

Cenário	DBO efluente bruto (mg/L)	DBO efluente tratado (mg/L)	Remoção
1	606,1	157,64	73,99%
2	826,5	216,54	73,80%
3	440,8	116,96	73,47%
4	551	142,90	74,07%
5	551	148,88	72,98%
6	551	139,02	74,77%

Tais resultados se aproximam do índice real de remoção da DBO na ETE Sítio das Antas que, de acordo com os efluentes de 2016 e 2017, apresentam em média 85% de tratamento da mesma para o Cenário base e TDH de sete horas. O Gráfico 11 a seguir demonstra a eficiência da remoção da DBO, por tempo de tratamento, em cada cenário estudado.

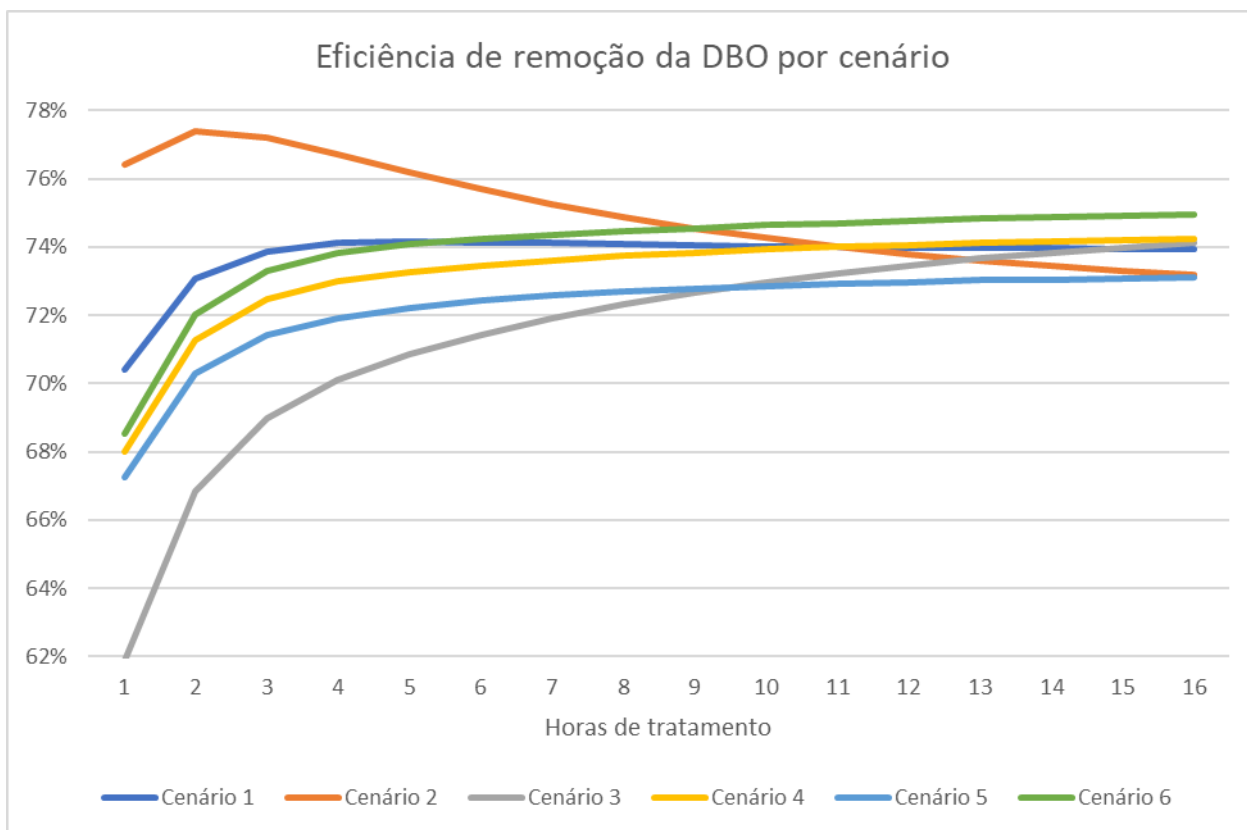


Gráfico 11: Eficiência de remoção da DBO por cenário

Levando em consideração um TDH de 12 horas para as simulações, nota-se que há uma remoção de DBO 1,5% maior no Cenário 3, em comparação à eficiência com um TDH de 7 horas. Já no Cenário 2, com uma carga de concentração de parâmetros 50% maior que o usual, curiosamente a eficiência diminui com um TDH maior, visto que a DBO aumenta com o passar do tempo dentro do reator. As demais simulações apresentaram variação insignificante no tratamento desse parâmetro, de forma que se recomenda a manutenção do TDH de 7 horas, salvo casos em que os sólidos fixos não sejam removidos eficientemente.

6.5 ANÁLISE DA APLICABILIDADE DO SOFTWARE

Marquot (2007) frisa que os resultados obtidos por meio de modelagem dinâmica são influenciados pelos mecanismos e limitações inerentes ao modelo e ao nível de calibração obtido. Portanto, os resultados devem ser interpretados com cautela e não como normas de operação, mas sim como uma avaliação do sistema e de como o modelo pode produzir e prever informações.

A avaliação do programa computacional STOAT 5.0, utilizado no presente estudo, mostra que o mesmo possui vantagens e desvantagens em referência à aplicação prática. Dentre as vantagens, citam-se a interface de uso intuitiva, a possibilidade de realizar simulações com dados limitados e a diferença estatística baixa em relação à sistemas reais de tratamento, quando calibrado adequadamente. De modo contrário, alguns de seus parâmetros apresentam resultados limitados utilizando-se modelos mais simples de simulação, como ASAL1A e ADM1.

A abordagem do modelo ASAL1A foi realizada como um teste inicial da aplicabilidade do programa, visando estabelecer padrão para um estudo mais completo espelhado em uma estação de tratamento de efluentes de um município. Ainda assim, valendo-se de dados da literatura, foi possível chegar a resultados satisfatórios.

O sistema de lodo ativado simulado apresentou resultados de tratamento do efluente próximos da realidade, principalmente tocante à DBO. Nesse sentido, comparando os dados previstos no STOAT e os dados de monitoramento da estação real, a DBO total apresentou uma diferença no efluente tratado de apenas 7 mg/l, e para a DBO filtrada 4 mg/l. O parâmetro mais destoante foram os sólidos suspensos, com uma variação de 30 mg/l, justificada pelo arraste de sólidos no sistema real.

No que tange à modelagem do sistema de reatores UASB, o desarenador não apresentou efeito no tratamento dos efluentes, de modo que conseqüentemente, os sólidos em suspensão sedimentáveis também não apresentaram resultados satisfatórios. De acordo com Von Sperling (1996), os tratamentos preliminares e primários destinam-se à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes e, por esse motivo, essa variável foi desconsiderada no presente estudo.

Dentre os parâmetros analisados no modelo ADM1, a temperatura e o pH foram os únicos que não apresentam variação ao longo do tempo de tratamento. Isso significa que o programa interpreta os mesmos como fixos. Assim, o pH da estação real apresenta uma diferença de 2% em comparação com o valor fixo de pH 7 apresentado pelo STOAT. De forma análoga, a temperatura é 36% maior no STOAT, que apenas reflete esse parâmetro como coletado imediatamente à saída do reator.

Em relação a sólidos voláteis e nitrogênio amoniacal, o *software* retorna um tratamento mais eficiente que a ETE de Andirá, com uma variação de 3 a 10% apenas. Inversamente, os elementos sólidos fixos, DBO e DQO apresentam menor remoção nas simulações de calibração, com uma diferença de até 26%. Analisando estatisticamente essas diferenças, observa-se que os dados de tratamento do STOAT são, em média, 10,64% menos eficientes que o tratamento real, considerando também a temperatura e o pH.

Essa diferença percentual é um limitante da utilização do programa. O modelo ADM1 é o mais simples e se vale de sua modelagem matemática para complementar as informações de tratamento biológico que não são imputadas virtualmente e que, por natureza são extremamente variáveis, como por exemplo os tipos e quantidades de bactérias presentes no reator. Dessa forma, apenas os parâmetros mencionados foram considerados adequados para o estudo, de forma que se considerado os demais parâmetros, como os sólidos suspensos, a diferença estatística geral do programa seria muito maior.

A tabela completa dos parâmetros passíveis de serem analisados pelo modelo de digestão anaeróbia do STOAT, mas que não foram abordados nesse estudo podem ser visualizados no Apêndice B e também na Figura 19, que apresenta a interface de resultado do programa.

Date and time (dd/mm/yyyy)	Elapsed time (h)	Glycogen in nonviable	Glycogen in viable	Glycogen in nonviable	Viable G-bacteria	Nonviable G-bacteria	PHA in viable	PHA in nonviable	Dissolved organic	Soluble nondegrada	Particulate nondegrada	Particulate degradable	Particulate nondegrada	Soluble degradable
25/05/2018 00:00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 01:00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 02:00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 03:00	3.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 04:00	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 05:00	5.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 06:00	6.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 07:00	7.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 08:00	8.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 09:00	9.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 10:00	10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 11:00	11.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 12:00	12.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 13:00	13.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 14:00	14.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 15:00	15.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 16:00	16.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 17:00	17.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 18:00	18.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 19:00	19.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 20:00	20.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
25/05/2018 21:00	21.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Figura 19: Exemplo de outros parâmetros do STOAT

No que tange reatores UASB, o STOAT possui um segundo modelo, ADM2, também possível de ser utilizado, embora muito mais complexo. Segundo WRC STOAT (2013), esse modelo teoricamente se aproximaria mais da realidade, pois utiliza cinética Monod e considera múltiplas espécies de bactérias e exige minuciosa calibração e dados muito precisos para atingir resultados palpáveis. Para tanto, informações precisas sobre a fração de grupo de bactérias presente no processo de digestão anaeróbia é necessária, citando-se aquelas que utilizam glucose, acetato, butirato, propionato, hidrogênio, além de dados referentes a concentrações de sódio, cálcio, cloreto e outros.

O modelo de tratamento anaeróbio ADM2 pode também ser utilizado adicionalmente para prever a produção de biogás em reatores UASB, fato não incluído no ADM1. De acordo com Chernicharo (2008), a produção de biogás em reatores UASB se origina com a conversão da DQO, que pode ser influenciada por concentrações de sólidos biodegradáveis, macronutrientes e DQO do efluente, além das condições ambientais dentro do reator. Também é possível no STOAT criar um perfil de efluente voltado para a remoção da DQO, de modo que a avaliação da produção de biogás abre mais um leque de possibilidades de cenários e otimizações a serem analisados para as ETEs brasileiras em trabalhos futuros.

6.6 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

A área de modelagem dinâmica em tratamento de efluentes ainda é incipiente no Brasil, mas apresenta potencial de otimização das ETEs existentes como uma inovação de processos. Na presente dissertação foram explorados dois modelos distintos no *software* STOAT, de forma a obter resultados para análise da aplicabilidade do programa e, também, disponibilizar uma metodologia detalhada de como desenvolver uma pesquisa utilizando o programa de livre acesso. Durante a revisão bibliográfica, identificou-se que há carência de descrição dos métodos e variáveis de utilização dos programas computacionais para tal fim, de modo que esta dissertação pode contribuir para futuros trabalhos nesse campo, sugerindo-se os seguintes estudos:

- Integração eletrônica entre sensores de monitoramento de efluentes brutos em uma ETE e STOAT, visando previsão em tempo real dos resultados esperados para o tratamento;
- Utilização do modelo ADM2 para sistemas de reatores UASB, de forma a determinar a taxa de crescimento da biomassa e a produção de gás;
- Utilização do modelo ASAL3 para sistemas de lodos ativados, detalhando todos os parâmetros cinéticos por meio de equações diferenciais;
- Utilização do modelo IAWQ #1 para sistemas de lodos ativados, focado na remoção da DQO;
- Análise de cenários extremos, como a simulação de tratamento de esgotos sanitários influenciados por despejos não previstos de efluentes de suinocultura ou de indústrias;
- Adição de sistemas de tratamento adicionais às ETEs, estimando possíveis otimizações de sistema;
- Utilização de outros modelos dinâmicos para outros sistemas de tratamento de efluentes.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento do presente estudo possibilitou a avaliação da aplicabilidade do *software* WRC STOAT na previsão e simulação de comportamentos de estações de tratamento de esgotos, além da análise de viabilidade de se utilizar um maior tempo de detenção hidráulica em reatores UASB.

Ao estruturar e calibrar os modelos ASAL1 e ADM1 para simulação de condições de operação, notou-se que há uma diferença estatística entre os parâmetros apresentados pelo programa e os dados reais. Dessa forma, se fazem necessárias adaptações e correções nos resultados do STOAT para se aproximar do comportamento das estações.

Ambos os modelos analisados são focados na remoção da DBO e simplificados, passíveis de utilização quando há informações limitadas de monitoramento e operação das ETEs. Desse modo, o programa utiliza de suas premissas para preencher as lacunas de informação resultando em inaplicabilidade de utilização de alguns parâmetros. Para o caso do presente estudo, embora houvessem mais parâmetros à disposição, o programa apenas retorna dados plausíveis para: vazão, pH, temperatura, DQO, DBO, sólidos voláteis, sólidos fixos, sólidos suspensos e nitrogênio amoniacal.

A análise estatística realizada demonstrou que para o sistema de reatores UASB, o STOAT possui uma variação de 10,64% quando comparado com resultados práticos de tratamento dos poluentes, sendo que alguns elementos apresentam variação menor ou maior. Excetuando-se o pH, o qual é constante no STOAT, e a temperatura, que é medida na saída imediata ao reator, o parâmetro estudado com menor variação foram os sólidos voláteis, em que o STOAT reduz a concentração inicial desse elemento 3% mais eficientemente que a ETE enquanto a maior variação está na concentração de DBO, em que o STOAT remove o poluente inicial 26% menos eficientemente que a ETE.

Assim, em todos os cenários simulados, quando levantadas as possibilidades de variação de carga de poluentes e de vazão para a ETE de Andirá, constatou-se que o sistema atual se encontra bem dimensionado, pois ainda sim os padrões atuais de

lançamento de efluentes, conforme a Resolução CONAMA 430/11 seriam atendidos, com exceção do Nitrogênio amoniacal, em todos os cenários.

Adicionalmente, a análise de eficiência de tratamento com um TDH maior mostrou que apenas os sólidos fixos apresentam redução significativa. Atualmente, a estação opera com um TDH de 7 horas e um possível aumento do TDH para 12 horas não traria benefícios significativos, como demonstrado na eficiência de remoção da DBO, melhorando em cerca de apenas 2%.

De forma geral, este estudo evidencia o potencial da modelagem matemática como inovação no processo de tratamento de efluentes. De posse dos resultados obtidos, percebe-se que o STOAT, bem como os modelos ASAL1 e ADM1, podem ser utilizados para avaliação de comportamento das estações de tratamento diante de diferentes cenários, mas que para um dimensionamento e planejamento inicial não seria aplicável, pois são necessárias calibrações e correções de seus parâmetros. O tema abordado é incipiente no Brasil, de forma que os *softwares* mais reconhecidos foram desenvolvidos em outros países, sugerindo dificuldades de previsões sem calibração para a realidade brasileira.

Tal fato mostra a importância da pesquisa exploratória realizada, que abre campo para estudos posteriores que se fazem necessários na avaliação de outros modelos matemáticos. É importante destacar o reconhecimento a nível nacional das conclusões obtidas nesse tema até então, em que o presente trabalho ocasionou publicações em Congresso Nacional, Revista Eletrônica e também como capítulo de um livro, divulgando e elevando o nome da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BACHMANN, Dórian L.; DESTEFANI, Jully H. Metodologia para estimar o grau de inovação nas MPE. **XVIII Seminário Nacional de Parques Tecnológicos e Incubadoras de Empresas**. Aracaju, 2008.

BALZANI, Haylla S. Gestão de processos, v. 4, **Paraná (PR): Sebrae**, 2008.

BARBOSA, Gisele S. O desafio do desenvolvimento sustentável. **Revista Visões**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2008. Disponível em: <http://files.gtsustentabilidade.webnode.com/200000055-d44dfd5476/4ed_O_Desafio_Do_Desenvolvimento_Sustentavel_Gisele.pdf>. Acesso em: 19 mar. 2016.

BENTO, António. Como fazer uma revisão da literatura: Considerações teóricas e práticas. **Revista JA (Associação Académica da Universidade da Madeira)**, v. 7, n. 65, p. 42-44, 2012. Disponível em: <<http://www3.uma.pt/bento/Repositorio/Revisaodaliteratura.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

BICALHO, Junior S. **Modelagem Computacional de um Reator Anaeróbico Fabricado em Polietileno de Alta Densidade Rotomoldado**. 2007. Dissertação (Mestrado)–Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto Politécnico, RJ, Brasil.

BRASIL. Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, 2011.

CHERNICHARO, Carlos A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 5 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

COOPER, Donald R.; SCHINDLER, Pamela S. **Métodos de pesquisa em administração**. 7. ed. Porto Alegre: Bookman, 2003.

COSTA, Ernani S.; BARBOSA FILHO, Olavo; GIORDANO, Gandhi. **Reatores anaeróbios de manta de lodo(UASB): uma abordagem concisa**. 5 ed. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ, 2014.

CUNHA, Alexandre dos Santos et al. Poder concedente e marco regulatório no saneamento básico. **Cadernos Direito GV**, v. 2, n. 2, 2006.

DAVIES, Peter S. The biological basis of wastewater treatment. **Strathkelvin Instruments**, v. 3, North Lanarkshire: Strathkelvin Instruments, 2005.

DEBIASI, Ronaldo. **Aplicação do Modelo ASM1 em uma ETE de Lodos Ativado**. 2012. 113 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/124863/TCCII%20-%20Ronaldo%20Debiasi.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 19 mar. 2016.

EMBRAPA. **Cartas climáticas de São Paulo**. 1. ed. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 2014. Disponível em: <<http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>>. Acesso em: 24 mai. 2018.

FERREIRA, Filipa. **Modelação e Gestão Integrada de Sistemas de Águas Residuais**. 2006. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Civil – Instituto Superior Técnico, Universidade Nova de Lisboa, 2006.

FREY, Klaus. Políticas públicas: um debate conceitual e reflexões referentes à prática da análise de políticas públicas no Brasil. **Planejamento e políticas públicas**, n. 21, 2009.

FUJII, Fábio Y. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2011.

GALVÃO JUNIOR Alceu C. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Revista Panamá Salud Publica**, v. 25, n. 6, p. 548-556, 2009.

GALVÃO JUNIOR, Antonio C.; PAGANINI, Wanderley S. Aspectos conceituais da regulação dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 79-88, 2009.

GAO, Yu Nan et al. Operation and management of Liaoning waste water treatment plants by STOAT Simulation. In: **MATEC Web of Conferences**. EDP Sciences, 2016. p. 04019.

GERNAEY, Krist V. et al. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. **Environmental Modelling & Software**, v. 19, n. 9, p. 763-783, 2004.

GIL, Antonio C. Como elaborar projetos de pesquisa. **São Paulo**, v. 5, n. 61, p. 16-17, 2002.

HAANDEL, Adrianus; LETTINGA, Gatzke. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. In: **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Epgraf, 1994.

HULSBEEK, Jans J. W. et al. A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 6, p. 127-136, 2002.

IAPAR. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/pagina-863.html>>. Acesso em: 24 mai. 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama de Andirá**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/andira/panorama>>. Acesso em: 10 out. 2017.

JONES, Gareth L. A mathematical model for bacterial growth and substrate utilisation in the activated-sludge process. **Mathematical models in water pollution control**, p. 265-279, 1978.

JORDÃO, Eduardo P.; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4 ed. Rio de Janeiro: Editora SEGRAC, 2005.

LA MOTTA, Enrique J.; MCCORQUODALE, Alex; ROJAS, José. Using the kinetics of biological flocculation and the limiting flux theory for the preliminary design of activated sludge systems. I: model development. **Journal of Environmental Engineering**, v. 133, n. 1, p. 104-110, 2007.

LEONETI, Alexandre B. et al. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, v. 45, n. 2, p. 331-348, 2011.

LOPES, Thiara R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

MAKINIA, Jacek. **Mathematical Modelling and Computer Simulation of Activated Sludge Systems**. IWA Publishing, London, UK, 2009, 387 p.

MANUAL DE OSLO. **Diretrizes para Coleta e Interpretação de Dados sobre Inovação**. 3. ed. OCDE; FINEP, 1997.

MARQUOT, Aurélien. **Modelling nitrogen removal by activated sludge on fullscale plants: Calibration and evaluation of ASM1**. Tese (Doutorado de Ciências Exatas) – University of Pau and Pays de l'Adour, 2007.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MOISÉS, Márcia et al. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. **Ciência & saúde coletiva**, v. 15, p. 2581-2591, 2010.

MORAIS, Juliana C. **Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos de monitoramento**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, 2011

NELSON, Mark; SIDHU, Harvinder. Analysis of the activated sludge model (number 1). **Applied Mathematics Letters**, v. 22, n. 5, 2009.

NUHOGLU, Alper; KESKINLER, Bulent; YILDIZ, Ergun. Mathematical modelling of the activated sludge process—the Erzincan case. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 2467-2473, 2005.

PIVELI, Roque P. **Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2007. Escola Politécnica da USP – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – PHA. São Paulo, 2007. Disponível em: <http://www.phd.poli.usp.br/default.aspx?id=27&link_uc=disciplina>. Acesso em: 19 mai. 2017.

PLANASA (PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO). **Análise de desempenho**. Brasília, 1993.

POMBO, Sonia. **Contributo Para A Utilização De Modelos De Simulação Dinâmica No Dimensionamento De Processos De Lamas Activadas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2010.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ANDIRÁ. **Cidade, dados gerais**. 2014. Disponível em: <<http://andira.pr.gov.br/cidade/dados-gerais>>. Acesso em: 20 mai. 2018.

PROSAB (PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO). **Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologia de tratamento para esse fim**. Rio de Janeiro: Abes, 2006.

RAZZOLINI, Maria T. P; GUNTHER, Wanda M. R. Impactos na saúde das deficiências de acesso a água. **Revista Saúde e Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 21-32, 2008.

REIS, José A. T; MENDONÇA, Antônio S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Eng Sanit Ambient**, v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009.

RIBEIRO, Júlia W; ROOKE, Juliana M. S. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública**. Monografia de Especialização em Análise Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 36p, 2010.

SAMPAIO, Breno; SAMPAIO, Yony. Influências políticas na eficiência de empresas de saneamento brasileiras. **Economia Aplicada**, v. 11, n. 3, p. 369-386, 2007.

SEROA DA MOTTA, Ronaldo; MOREIRA Ajax. Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil. **Utilities Policy** v. 14, n. 3, p. 185–195, 2006.

SEROA DA MOTTA, Ronaldo. **Questões regulatórias do setor de saneamento no Brasil**. Rio de Janeiro: IPEA; 2004. Disponível em http://www.ipea.gov.br/sites/000/2/publicacoes/notastecnicas/notas_tecnicas5.pdf. Acesso em 19 out. 2016.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2014. 45 p.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Tabela Resumo de Informações e Indicadores por Estado atualizada em 2016**. Brasília, DF: Ministério das Cidades. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>>. Acesso em: 01 dez. 2016.

TEIXEIRA, Júlio C. et al. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, 2013.

TUCCI, Carlos. Urban waters. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. 2. ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos Ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1997.

WEBER, Marisa I. **Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

WRC STOAT. **Dynamic Modelling of Wastewater Treatment Plants**. Swindon, Inglaterra: WRC COMPANY, 2012. Disponível em: <http://www.wrcplc.co.uk/Data/Sites/1/media/pdfs/general/STOAT.pdf>>. Acesso em: 07 mar. 2016.

WRC STOAT. **Manual do Usuário**. Swindon, Inglaterra: WRC COMPANY, 2013. Disponível em: <http://www.wrcplc.co.uk/software/>>. Acesso em 15 jan. 2018.

APÊNDICE A –Resumo de atendimentos de água e esgoto da região Sul

Estados	ABASTECIMENTO DE ÁGUA		COLETA DE ESGOTO	
	Quantidade de municípios atendidos	Quantidade localidades atendidas	Quantidade de municípios atendidos	Quantidade de localidades atendidas
Paraná (PR)	396	399	199	15
Rio Grande do Sul (RS)	451	1506	108	63
Santa Catarina (SC)	288	452	48	13
Total SUL	1134	2357	355	91

Fonte: Adaptado de SNIS (2016).

Estados	MUNICÍPIOS ATENDIDOS COM ÁGUA		MUNICÍPIOS ATENDIDOS COM ESGOTOS		QUANTIDADE DE EMPREGADOS PRÓPRIOS
	População residente total	População residente urbana	População residente total	População residente urbana	Número de empregados
Paraná (PR)	11009917	9407661	9703655	8606288	8279
Rio Grande do Sul (RS)	11046963	9480768	7466383	6998697	10536
Santa Catarina (SC)	6644441	5610832	3651549	3399679	5421
Total SUL	28666604	24469962	20821587	19004664	24236

Fonte: Adaptado de SNIS (2016).

APÊNDICE B –Outros parâmetros disponíveis no STOAT

Parâmetros	
N orgânico solúvel (mg/l)	P degradável em partículas (mg/l)
N orgânico particulado (mg/l)	P particulado não degradável (mg/l)
oxigênio dissolvido (mg/l)	P Org. Solúvel degradável (mg/l)
PHB em removedores P viáveis (mg/l)	P solúvel não degradável (mg/l)
PHB em removedores de P não viáveis (mg/l)	Monossacarídeos (mg/l dco)
PolyP em removedores P viáveis (mg/l)	Aminoácidos (mg/l dco)
PolyP em removedores de P não viáveis (mg/l)	Ácidos graxos de cadeia longa (mg/l dco)
Autótrofos viáveis (mg/l)	valerato total (mg/l dco)
Autótrofos não viáveis (mg/l)	butirato total (mg/l dco)
Heterotróficos viáveis (mg/l)	propionato total (mg/l dco)
Heterotróficos não viáveis (mg/l)	acetato total (mg/l dco)
Removedores P viáveis (mg/l)	hidrogênio (mg/l dco)
Removedores não viáveis de P (mg/l)	metano (mg/l dco)
hidróxido de metal (mg/l)	carbono inorgânico (mol c/l)
fosfato de metal (mg/l)	nitrogênio inorgânico (mol n/l)
Alcalinidade (mg/l)	Inertes solúveis (mg/l dco)
Total de sólidos dissolvidos (mg/l)	Compósitos (mg/l dco)
nitrito (mg/l)	Carboidratos (mg/l dco)
Metal solúvel (mg/l)	Proteínas (mg/l dco)
glicogênio em PAO viável (mg/l)	Lipídios (mg/l dco)
glicogênio em PAO não viável (mg/l)	Degradadores de açúcar (mg/l dco)
glicogênio em bactérias G viáveis (mg/l)	Degradadores de aminoácidos (mg/l dco)
glicogênio em bactérias G não viáveis (mg/l)	Degradadores de LCFA (mg/l dco)
G-bactérias viáveis (mg/l)	Degradadores valerato & butirato (mg/l dco)
G-bactérias não viáveis (mg/l)	Degradadores de propionato (mg/l dco)
PHA em bactérias G viáveis (mg/l)	Degradadores de acetato (mg/l dco)
PHA em bactérias G não viáveis (mg/l)	Degradadores de hidrogênio (mg/l dco)
carbono orgânico dissolvido (mg/l)	Inertes particulados (mg/l dco)
nitrogênio orgânico não degradável solúvel (mg/l)	Cátions (mg/l dco)
nitrogênio orgânico não degradável em partículas (mg/l)	Ânions (mg/l dco)

Fonte: Adaptado de Wrc STOAT (2013).