

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

MONIQUE TATSCH BAPTISTA

**AVALIAÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS ASM1 E ASM3 CALIBRADOS COM
DADOS DE MONITORAMENTO PADRÃO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS**

PORTO ALEGRE
2020

MONIQUE TATSCH BAPTISTA

**AVALIAÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS ASM1 E ASM3 CALIBRADOS COM
DADOS DE MONITORAMENTO PADRÃO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS**

Dissertação de mestrado submetida à banca examinadora como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestra em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Linha de pesquisa: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Dieter Wartchow

PORTO ALEGRE

2020

Monique Tatsch Baptista

Avaliação dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 calibrados com dados de monitoramento padrão de um sistema de lodos ativados

Dissertação de mestrado submetida à banca examinadora como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestra em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental no Programa de Pós-Graduação do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Linha de pesquisa: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Dieter Wartchow

Porto Alegre, 13 de março de 2020.

Banca examinadora:

Prof.^a Dr.^a Maria Cristina de Almeida Silva
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Juliano Rodrigues Gimenez
Universidade de Caxias do Sul

CIP - Catalogação na Publicação

Baptista, Monique Tatsch
AVALIAÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS ASM1 E ASM3
CALIBRADOS COM DADOS DE MONITORAMENTO PADRÃO DE UM
SISTEMA DE LODOS ATIVADOS / Monique Tatsch Baptista.
-- 2020.
97 f.
Orientador: Dieter Wartchow.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

1. Simulação Computacional. 2. Modelos de Lodos
Ativados. 3. Estação de Tratamento de Esgoto. 4.
Calibração dos modelos ASM. I. Wartchow, Dieter,
orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradecer a minha família, em especial, ao meu pai Luiz Afonso, minha mãe Gláucia, e aos meus irmãos, Daniela e Roberto, por todo carinho, amor e por sempre apoiarem minhas escolhas. Vocês são minha base!

Ao meu orientador de mestrado, professor Dr. Dieter Wartchow, pelos ensinamentos transmitidos durante todas as fases da pesquisa.

Ao meu companheiro de vida, meu amor Nodier Jacques, pelo companheirismo, compreensão, e por sempre me incentivar tanto. Obrigada por estar comigo em todos os momentos!

Aos membros da banca composta pelos professores do IPH, Dr. Antônio Domingues Benetti e Dr.^a Maria Cristina de Almeida Silva, também ao membro externo, Dr. Juliano Rodrigues Gimenez, por suas recomendações e contribuições dadas para a melhoria do trabalho.

Aos mestres professores que participaram da minha formação, a quem devo todo meu respeito e dedico minha gratidão.

A todas as mulheres que lutaram pela igualdade de direitos, graças a essa luta vamos seguir ocupando espaços na ciência, na engenharia, e onde mais quisermos.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas por disponibilizar o seu espaço para estudo e pesquisa.

Aos colegas do SASB e do IPH pelo companheirismo, amizade, e pelas trocas de conhecimento.

Ao Departamento Municipal de Água e Esgotos de Porto Alegre (DMAE), em especial ao Engenheiro Allan, e ao Químico Marcos, por possibilitarem a execução desse trabalho disponibilizando dados e acompanhamento técnico.

A CAPES pelo apoio financeiro.

A todo (a)s, o meu MUITO OBRIGADA.

RESUMO

O uso de modelos matemáticos de lodos ativados combinados com softwares computacionais tem sido amplamente empregado nas últimas décadas. Essa é uma ferramenta que possibilita avaliar condições de operação do tratamento e identificar pontos críticos do sistema de lodos ativados, que podem ser otimizados. Existem numerosos softwares disponíveis para modelagem e simulação de plantas de lodos ativados, entretanto a aplicação prática dessas ferramentas é bastante limitada. Uma das principais razões para tal situação é a dificuldade do processo de calibração dos modelos, que requer dados não incluídos no plano de monitoramento padrão de Estações de Tratamento de Esgoto – ETE. Como exemplo, caracterização detalhada e dados de monitoramento afluente e efluente de cada etapa do tratamento, fracionamento das concentrações de Demanda Química de Oxigênio – DQO e Nitrogênio – N, além de caracterização de parâmetros cinéticos e estequiométricos. Nesse cenário, a finalidade deste trabalho consistiu em avaliar a aplicabilidade dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 calibrados com dados de monitoramento padrão de um sistema de lodos ativados. O software de simulação computacional Stoat 5.0 foi utilizado para estruturar um sistema de lodos ativados, que opera com capacidade para tratar 444 L/s, aos modelos matemáticos a ASM1 e ASM3. Os modelos foram estruturados utilizando informações do projeto hidráulico e operação da ETE. Com os modelos estruturados e calibrados, a qualidade do efluente tratado foi simulada em resposta a variação da razão de retorno do lodo, de descarte do lodo, e temperatura. Os resultados demonstram que o conjunto de dados de monitoramento padrão disponíveis da ETE foi suficiente para calibrar os modelos e simular o desempenho do sistema considerando condições de operação em estado estacionário. Sendo assim, pode ser útil para diferentes finalidades, incluindo: treinamento de operadores da ETE, observação da resposta da planta às mudanças nos parâmetros operacionais básicos como: fluxos de retorno e vazão de descarte do lodo, e resposta em função da variação de fatores externos, como a temperatura. Os modelos ASM1 e ASM3, após serem calibrados, responderam de forma similar nos cenários analisados. A calibração estática dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 aplicados em simuladores computacionais são ferramentas que podem ter elevado utilidade na gestão de sistemas de lodos ativados.

Palavras-chave: Simulação Computacional. Modelos de Lodos Ativados. Estação de Tratamento de Esgoto. Calibração dos modelos ASM

ABSTRACT

The use of mathematical models of activated sludge process combined with computational softwares has been widely used in recent decades. This is a tool that allows you to evaluate the operating conditions of the treatment and identify the critical points of the activated sludge system, which can be optimized. There is numerous software available for modeling and simulation of activated sludge plants, however, the application of these tools is quite limited. One of the main reasons for this situation is the difficulty in the model calibration process, which requires data not included in the standard monitoring plan for Wastewater Treatment Plants - WWTPs. As an example, detailed characterization and data of the monitoring influents and effluents from each treatment unit process, Chemical Oxygen Demand - COD and Nitrogen – N fractions, in addition to characterization of kinetic and stoichiometric parameters. In this scenario, the purpose of this paper was to evaluate the applicability of the mathematical models ASM1 and ASM3 calibrated with standard monitoring data from an activated sludge system. The computer simulation software Stoat 5.0 was used to structure a system of activated sludge, which operates with the capacity to treat 444 L / s, using the mathematical models ASM1 and ASM3. The models were structured using information from the WWTP hydraulic project and operation. With the structured and calibrated models, the quality of the effluent was simulated in response to the variation of the sludge return rate, sludge wastage, and temperature. The results demonstrate that the standard monitoring data available from the WWTP was enough to calibrate the models and simulate the performance of the system considering operating conditions in steady state. Therefore, it can be useful for different purposes, including: training of WWTP operators, observation of the plant's response to changes in basic operating parameters such as: return flows and sludge wastage flow, and response depending on the variation of external factors , such as temperature. The ASM1 and ASM3 models, after being calibrated, responded similarly in the analyzed scenarios. Static calibration of the mathematical models ASM1 and ASM3 applied in computer simulators are tools that can be highly useful in the management of activated sludge systems.

Keywords: Computational Simulation. Activated Sludge Models. Wastewater Treatment Plants. Calibration of ASM models

Lista de símbolos, abreviaturas e siglas

ASM- Activated sludge model

b_a - Taxa de decaimento dos microrganismos autotróficos

$b_{a,02}$ -Taxa de respiração endógena dos microrganismos autotróficos aeróbios

DBO₅ e DBO- Demanda bioquímica total de oxigênio em 5 dias a 20°C

DQO- Demanda química de oxigênio

DQOb- DQO biodegradável

DQOp- DQO particulada

DQOs- DQO solúvel

DQOse- DQO solúvel do efluente tratado

ELA- Excesso de lodo ativado

ETE- Estação de tratamento de esgoto

$i_{N,XI}$ - Nitrogênio contido na fração particulada orgânica não-biodegradável de DQO

$i_{N,XS}$ -Nitrogênio contido na fração particulada orgânica biodegradável de DQO

$i_{X,B}$ - Fração de N contido na biomassa

$i_{X,P}$ - Nitrogênio contido na fração não-biodegradável particulada de DQO

IVL- Índice volumétrico do lodo

IWA- International Water Association

N- Nitrogênio total

NO_b- Nitrogênio orgânico biodegradável

NO_{nb}- Nitrogênio orgânico não-biodegradável

X_{NI} (NO_{nbp})- Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado

NO_{ns}- Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel

NO_t- Nitrogênio orgânico total

NTK- Nitrogênio total kjeldahl

PO₄-P- Fosfatos

P- Fósforo total

RLA- Retorno de lodo ativado

S_I (DQO_{ns})- DQO não-biodegradável solúvel

S_{N2} - gás nitrogênio

S_{ND} (NO_{bs})- Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel

S_{NH} - Nitrogênio amoniacal

S_{NO} - Nitrito/nitrato

S_O - Oxigênio

S_s (DQObs)- DQO biodegradável solúvel
 $SSLM$ - Sólidos em suspensão no liquor misto
 $SSNV$ - Sólidos suspensos não-voláteis
 SST - Sólidos suspensos totais
 SSV - Sólidos suspensos voláteis
 $SSVnb$ - Sólidos suspensos voláteis não-biodegradáveis
 TRS - Tempo de retenção de sólidos
 X_A - Microrganismos autotróficos
 X_H - Microrganismos heterotróficos
 X_i - Matéria orgânica inerte
 X_{ND} (NObp)- Nitrogênio orgânico biodegradável particulado
 X_P e X_i - (DQOnbp)- DQO não-biodegradável particulada/ inerte
 X_S (DQObp)- DQO biodegradável particulada
 X_S - Substrato lentamente biodegradável
 X_{STO} - Substrato facilmente biodegradável armazenado
 Y_H - Rendimento de crescimento de microrganismos heterotróficos
 Y_{STO} - Rendimento de armazenamento

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1- Evolução populacional no Brasil por áreas de ocupação.....	18
Figura 3-2- Fluxo de substrato no modelo ASM1	25
Figura 3-3- Fluxo de substrato no modelo ASM3.....	26
Figura 3-4- Componentes da DQO nos modelos ASM1 e ASM3.....	29
Figura 3-5- Componentes do Nitrogênio nos modelos ASM1 e ASM3.....	30
Figura 3-6- Procedimento de calibração e validação.....	38
Figura 4-1- Etapas típicas do projeto de modelagem.....	43
Figura 4-2- Fluxograma simplificado da ETE.....	44
Figura 4-3- Imagem aérea da ETE São João Navegantes	44
Figura 4-4- Área de trabalho do software STOAT 5.0	45
Figura 4-5- Leiaute modelado	48
Figura 4-6- Definição dos dados de operação do sedimentador secundário	50
Figura 4-7- Seleção do perfil e entrada de dados das condições iniciais do esgoto bruto	52
Figura 4-8- Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1	53
Figura 4-9- Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM3.....	54
Figura 4-10- Parâmetros de calibração do decantador secundário	55
Figura 5-1- ASM1 :Simulação inicial com parâmetros padrão do Stoaat 5.0.....	62
Figura 5-2- ASM1 :Simulação em estado estacionário com parâmetros padrão do Stoaat 5.0 .	63
Figura 5-3- ASM3 :Simulação inicial com parâmetros padrão do Stoaat 5.0.....	63
Figura 5-4- ASM3 :Simulação em estado estacionário com parâmetros padrão do Stoaat 5.0 .	64
Figura 5-5- ASM1 :Simulação inicial com parâmetros calibrados.....	67
Figura 5-6- ASM1 :Simulação em estado estacionário com parâmetros calibrados.....	67
Figura 5-7- ASM3 :Simulação inicial com parâmetros calibrados	68
Figura 5-8- ASM3 :Simulação em estado estacionário com parâmetros calibrados.....	69
Figura 5-9- Resultado da etapa de calibração do modelo ASM1	69
Figura 5-10- Resultado da etapa de calibração do modelo ASM3	70
Figura 5-11- ASM1 :Simulação inicial de validação	71
Figura 5-12- ASM1 :Simulação em estado estacionário de validação.....	72
Figura 5-13- ASM3 :Simulação inicial de validação	73
Figura 5-14- ASM3 :Simulação em estado estacionário de validação.....	73
Figura 5-15- Resultado da etapa de validação do modelo ASM1	74
Figura 5-16- Resultado da etapa de validação do modelo ASM3	75
Figura 5-17- Comparações da remoção observada e simulada dos parâmetros analisados	76

Figura 5-18- Resultado das simulações à 5°C utilizando os modelos ASM1 e ASM3	79
Figura 5-19- Resultado das simulações à 10°C utilizando os modelos ASM1 e ASM3	80
Figura 5-20- Resultado das simulações à 15°C utilizando os modelos ASM1 e ASM3	80
Figura 5-21- Resultado das simulações com vazão de descarte do lodo de 0,5 m³/h utilizando os modelos ASM1 e ASM3.....	82
Figura 5-22- Resultado das simulações com vazão de descarte do lodo de 5 m³/h utilizando os modelos ASM1 e ASM3	83
Figura 5-23- Resultado das simulações com razão de retorno 0,25 utilizando os modelos ASM1 e ASM3.	84
Figura 5-24- Resultado das simulações com razão de retorno 4 utilizando os modelos ASM1 e ASM3	85

LISTA DE QUADROS

Quadro 3-1- Principais diferenças dos modelos ASM1 e ASM3	27
Quadro 3-2- Variáveis-alvo e critérios de parada para calibração do modelo	39
Quadro 4-1- Variáveis-alvo e critérios de parada utilizados na calibração e validação	46
Quadro 4-2- Variações dos parâmetros operacionais e de temperatura nos cenários analisados	57
Quadro 5-1- Resultado da verificação dos dados de entrada no processo de calibração	58
Quadro 5-2- Resultado da verificação dos dados de entrada no processo de validação	59
Quadro 5-3- Eficiências de remoção dos parâmetros analisados nas etapas de calibração e validação.....	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1- Frequência de amostragem de DBO, praticada pelas 208 ETEs investigadas	21
Tabela 3-2- Padrões de lançamento definidos na Resolução Consema nº 355/2017 para o esgotamento sanitário.....	22
Tabela 4-1- Frequência de amostragem de monitoramento padrão.....	47
Tabela 4-2- Relações para fracionar a DQO do esgoto doméstico.....	49
Tabela 4-3- Dimensões das estruturas da ETE.....	50
Tabela 5-1- Resultado da análise estatística dos dados de entrada nos processos de calibração e validação dos modelos ASM1 e ASM3	60
Tabela 5-2- Dados de entrada utilizados para as modelagens	61
Tabela 5-3- Resultados das simulações iniciais com configuração padrão dos modelos	65
Tabela 5-4- Resultado dos parâmetros de saída em relação a variações da temperatura.....	77
Tabela 5-5- Respostas dos parâmetros em relação a variações da vazão de descarte do lodo.	81
Tabela 5-6- Respostas dos parâmetros em relação a variações da razão de retorno do lodo...	83

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1	Tratamento de esgotos	19
3.1.1	Estação de tratamento de esgotos	20
3.1.2	Monitoramento padrão de estações de tratamento de esgotos	21
3.1.3	Parâmetros de operação de sistemas de lodos ativados	22
3.2	Modelagem dos processos de Lodos Ativados	23
3.2.1	ASM1 e ASM3	24
3.2.2	Fracionamento dos parâmetros DQO e N no ASM1 e ASM3	28
3.3	Simulação Computacional	30
3.3.1	Ambientes de simulação	30
3.4	Níveis de calibração do modelo	32
3.4.1	Calibração estática	33
3.5	Protocolo de calibração	34
3.5.1	Definição do projeto	35
3.5.2	Coleta e ajuste de dados	36
3.5.3	Estruturação do modelo	36
3.5.4	Calibração e validação	37
3.5.5	Simulação e interpretação dos resultados	41
3.6	Trabalhos de referência	41
4	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	43
4.1	Caracterização da ETE	43
4.2	Ambiente de simulação	44
4.3	Etapas do projeto de modelagem	45
4.3.1	Definição do projeto	45

4.3.2 Coleta e ajuste dos dados	46
4.3.3 Estruturação dos modelos.....	48
4.3.4 Calibração estática e validação.....	53
4.3.5 Simulação e interpretação dos resultados	56
5 RESULTADOS	58
5.1 Ajuste dos dados	58
5.2 Simulação inicial.....	61
5.3 Calibração e validação.....	65
5.5 Análise de cenários	77
6 CONCLUSÕES.....	86
7 REFERÊNCIAS.....	88
ANEXO A.....	93

1 INTRODUÇÃO

As estações de tratamento de esgotos (ETEs) são infraestruturas que reproduzem os processos de biodegradação que ocorrem naturalmente nos rios, de forma intensificada (MARTIN; VANROLLEGHEM, 2014). Lodos ativados é um dos métodos biológicos de tratamento de águas residuárias que é amplamente utilizado em ETEs para o tratamento de esgotos.

O processo de tratamento neste método geralmente ocorre em duas unidades: um reator biológico aerado, onde as bactérias presentes no lodo ativado degradam os poluentes, e uma unidade de sedimentação, na qual o lodo ativado se deposita no fundo da unidade e, uma parte é reciclada para o reator biológico e outra parte é descartada (NELSON; SIDHU, 2009). Esse é um processo de tratamento altamente complexo, e variações na vazão e composição do esgoto combinadas com reações variáveis no tempo em uma cultura mista de microrganismos, tornam este processo não linear e instável, tornando o controle de seu desempenho uma tarefa desafiadora (BOORZOEI *et al.*, 2019).

Considerando a complexidade, também os altos custos operacionais associados a sistemas de lodos ativados (VANROLLEGHEM *et al.*, 1996; LIU *et al.*, 2011; RODRIGUEZ-GARCIA *et al.*, 2011) e o aumento das exigências legais referentes aos parâmetros de lançamento dos esgotos tratados, o uso de modelos matemáticos implementados em simuladores computacionais vem sendo difundido como ferramenta potencialmente eficaz e econômica para auxiliar na operação de ETEs. Um modelo matemático é uma maneira estruturada e rigorosa de armazenar o conhecimento do processo, e pode ser usado para aprimorar o conhecimento técnico e auxiliar no entendimento das principais e mais sutis características dos processos unitários e suas interações (RIEGER *et al.*, 2103).

O grupo de trabalho formado em 1982, sob a coordenação da *International Water Association* (IWA), teve uma grande contribuição para o desenvolvimento dos modelos de lodos ativados (*Activated Sludge Model* - ASM). O primeiro modelo elaborado pelo grupo passou a ser conhecido como Lodo Ativado Modelo N°.1 (ASM1; HENZE *et al.*, 1987) e foi seguido pelo desenvolvimento dos modelos ASM2 e ASM2d (HENZE *et al.*, 1995, 1999) e ASM3 (GUJER *et al.*, 1999).

O propósito dos estudos de modelos de lodos ativados são (HULSBEEK *et al.*, 2002; PETERSEN *et al.*, 2002): (1) aprendizagem, ou seja, uso de simulações para aumentar a compreensão do processo por técnicos e estudantes; (2) concepção, isto é, avaliar alternativas

para novas instalações de ETEs através de simulação; (3) otimização e controle de processos, isto é, avaliar vários cenários que podem conduzir a um melhor funcionamento de ETEs existentes.

Modelos matemáticos do processo de lodos ativados têm sido amplamente utilizados por pesquisadores e profissionais há mais de três décadas, porém, uma das principais limitações para uma utilização mais difundida de modelagem de ETEs estão geralmente relacionados com os escassos conjuntos de dados operacionais medidos para calibração e validação dos modelos (RIEGER *et al.*, 2013).

O alto custo, em termos de carga de trabalho e recursos financeiros, relacionado à coleta experimental de um conjunto extenso e detalhado de dados, como exemplo: dados de monitoramento do afluente e efluente; caracterização detalhada de cada etapa do tratamento; fracionamento das concentrações da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio total (N); além de caracterização de parâmetros cinéticos e estequiométricos, é uma das principais razões. O uso de sensores *on-line* ainda é complexo, uma vez que os materiais contidos nas águas residuárias e o depósito de poluentes torna o custo de manutenção considerável (MARTIN; VANROLLEGHEM, 2014).

Na maioria dos casos, os dados disponíveis dos registros históricos relativos aos resultados de monitoramento de ETEs incluem apenas parâmetros básicos, considerados escassos para fins de modelagem. Como resultado, há poucos exemplos na literatura em que os dados operacionais de ETEs, coletados durante o monitoramento padrão foram usados para calibrar e validar o modelo, a exemplo de Çinar *et al.* (1998), Sochacki *et al.* (2013), Andraka *et al.* (2018), e Makinia *et al.* (2002). Detalhes desses estudos são apresentados no item 3.6.

Neste contexto, este trabalho avaliou a utilização dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 calibrados com dados de monitoramento padrão de uma ETE que opera por processo de lodos ativados, com o intuito de encontrar alternativas para facilitar a utilização desses em aplicações práticas.

A relevância desta pesquisa se justifica pela possibilidade de contribuir com a gestão de estações de tratamento de esgotos que operam com sistemas de lodos ativados. Almeja-se que este trabalho possa auxiliar na resolução de parte da problemática atual que envolve a gestão deste tipo de tratamento e conseqüentemente possa contribuir com melhorias nas condições ambientais.

2 OBJETIVOS

Objetivo geral:

Avaliar a aplicabilidade dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 calibrados com dados de monitoramento padrão de um sistema de lodos ativados.

Objetivos específicos:

- Determinar os parâmetros médios, afluente e efluente do sistema de lodos ativados e o leiaute a ser modelado;
- Estruturar o sistema de lodos ativados de estudo aos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 no software computacional WRc *Stoat 5.0*;
- Calibrar, para fins de validação, os modelos ASM1 e ASM3 utilizando dados de monitoramento padrão do sistema de lodos ativados de estudo;
- Verificar a coerência da calibração dos modelos simulando a qualidade do efluente em resposta a variações das condições de operação e temperatura.

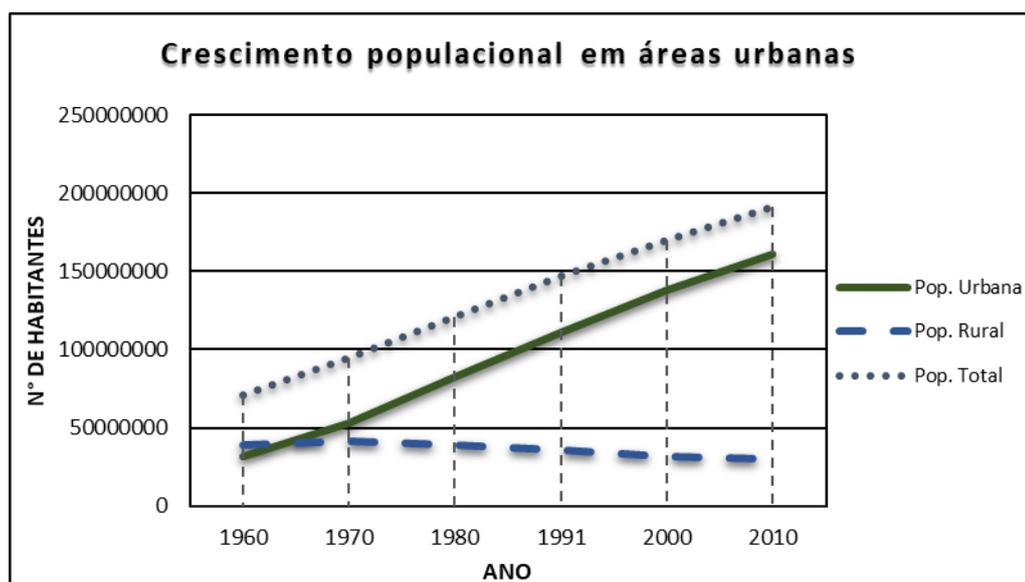
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A deterioração progressiva dos recursos hídricos e a grande quantidade de água poluída gerada nos países industrializados e urbanizados caracterizam os processos de tratamento de esgotos como fundamentais para evitar impactos negativos ao meio ambiente. Uma série de legislações ambientais, critérios e políticas determinam a adoção de parâmetros de qualidade específicos e suas concentrações máximas permitidas para o lançamento de esgotos tratados, visando a preservação da qualidade ambiental (OLIVEIRA, 2006).

Tendo em conta os problemas ambientais atuais e a escassez de água com qualidade potencial para consumo humano, não é utopia acreditar que a tendência de desenvolvimento de novas ETEs continuará em todo o mundo. Ao mesmo tempo, espera-se que o controle dos parâmetros de lançamento dos esgotos tratados fique cada vez mais restritivo, e paralelamente a este fato, também as cargas de entrada de poluentes nas ETEs existentes aumentem devido a modernização e ao crescimento da população em áreas urbanas (SERDAREVIC; DZUBURA, 2016).

No Brasil, essa tendência se confirma nos dados apresentados na sinopse do Censo Demográfico (IBGE, 2010), que indica um crescimento populacional nas áreas urbanas de aproximadamente 5 vezes desde 1960 até o último censo realizado em 2010, como pode ser observado na Figura 3-1.

Figura 3-1- Evolução populacional no Brasil por áreas de ocupação



Fonte: adaptado do IBGE (2010).

Com base nos dados do último censo, a população residente nas áreas urbanas dos municípios brasileiros representava em 2010 aproximadamente 85% da população total do país, enquanto em 1960 apenas 45% da população total residia em áreas urbanas.

Esta situação exigirá procedimentos de tratamento mais eficientes para as águas residuárias. Em países desenvolvidos, devido a restrições nos limites dos parâmetros de lançamento de esgotos tratados em corpos hídricos, a utilização de modelagem de processos de águas residuárias combinada com a simulação computacional, é amplamente utilizada por especialistas, para expandir ainda mais as capacidades de ambas as ferramentas (BOORZOEI *et al.*, 2019). No Brasil a utilização desses recursos ainda é pouco disseminada, e a produção científica nesta área é recente.

A modelagem e simulação podem contribuir significativamente para o entendimento e gestão de ETE. Os simuladores podem fornecer informações importantes e necessárias para melhorias nos controles operacionais. As decisões tomadas no projeto e otimização de ETE podem ter impactos financeiros e ambientais positivos.

3.1 Tratamento de esgotos

Os usuários de serviços de água e esgoto têm desde 2007, uma série de direitos assegurados pela Lei 11.445- Lei Federal do Saneamento, que estabelece diretrizes para a Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007). A legislação federal prevê a universalização dos serviços de tratamento de esgoto a fim de garantir a saúde dos brasileiros.

O Plano Nacional de Saneamento Básico- PLANSAB, estabelece diretrizes, metas e ações que orientam as políticas públicas para a universalização dos serviços de saneamento básico no País. O plano prevê alcançar até 2033 o atendimento de 92% no esgotamento sanitário, sendo 93% na área urbana (BRASIL, 2013).

Além disso, em 2015, o Brasil comprometeu-se com a Organização das Nações Unidas (ONU) a universalizar o acesso a saneamento e higiene adequados para todos até 2030, assumindo o compromisso mundial com os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs), sendo o esgotamento sanitário relacionado ao ODS nº 06, em que o governo brasileiro promete levar água e saneamento para todos até 2030 (ONU BR, 2015). Ao não cumprir a meta de universalização do acesso à coleta e tratamento dos esgotos, coloca-se em risco o atingimento de vários outros ODSs.

3.1.1 Estação de tratamento de esgotos

Dentre as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), os sistemas de tratamento que operam através de processos biológicos são os mais utilizados, sendo o tratamento por lodos ativados o mais empregado no mundo todo, principalmente pela alta eficiência alcançada associada à pequena área de implantação requerida, quando comparado a outros sistemas de tratamento (PISTORELLO, 2018; SERDAREVIC; DZUBURA, 2016; BENTO *et al.*, 2005).

Lodos ativados é um processo de tratamento bastante confiável e muito flexível. É adaptável a uma grande variedade de tipos de águas residuárias e tem a capacidade de produção de efluentes de alta qualidade. Seu princípio baseia-se na oxidação bioquímica dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos esgotos, mediada por uma população diversificada de micro-organismos mantidos em suspensão num meio aeróbio (BENTO *et al.*, 2005).

Oliveira (2006) avaliou a qualidade dos esgotos tratados de 166 ETE, compreendendo seis processos de tratamento. Os processos analisados foram: fossas-filtro (FS+FA), lagoas facultativas (LF), sistemas combinados por lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas (LAN+LF), lodos ativados (LA), reatores UASB operando isoladamente (UASB) e reatores UASB seguidos de pós-tratamento (UASB+POS). Esses são os tratamentos usualmente adotados no Brasil. A autora concluiu que o tratamento por sistemas de lodos ativados mostrou-se capazes de atender a algumas metas bastante restritivas, e, de modo geral, apresentaram desempenhos superiores a todas as outras modalidades na maioria dos parâmetros analisados. A autora ainda destaca que as ETEs extremamente bem monitoradas apresentaram eficiência de tratamento comparável ao de países desenvolvidos.

Cada ETE é de alguma forma única, considerando a sua região de serviço; qualidade do esgoto de entrada; descargas industriais; idade das instalações; métodos de tratamento implementados; programa e cronograma de manutenção; condições ambientais, como temperatura e precipitação nas áreas de captação; entre outros (BOORZOEI *et al.*, 2019). Portanto, cada ETE deve ser avaliada individualmente, por meio de uma abordagem ampla e integrada, onde aspectos diversos sejam considerados.

Uma alternativa para avaliar individualmente uma ETE é através da modelagem matemática aplicada em *softwares* de simulação computacional. O uso dessas ferramentas permite desenvolver uma estratégia de controle e monitoramento ideal do processo de lodo ativado, buscando aumentar a eficiência do tratamento de águas residuais, reduzindo os custos operacionais (SOCHACKI *et al.*, 2013).

3.1.2 Monitoramento padrão de estações de tratamento de esgotos

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 430 de 2011 (BRASIL, 2011), norteia o controle dos efluentes líquidos no país. Os órgãos ambientais estaduais usualmente baseiam-se nos padrões desta Resolução, mantendo-os, complementando-os ou eventualmente aplicando padrões mais restritivos (OLIVEIRA, 2006).

As legislações aplicadas ao controle da qualidade de tratamento de esgotos no país, referem-se ao atendimento de padrões de lançamento, de uma maneira geral, que normalmente são quantificados por meio de medições de concentração de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST) amônia e fósforo total.

Oliveira (2006) ao analisar dados de monitoramento padrão de 208 ETEs que tratam esgotos domésticos nos estados de São Paulo e Minas Gerais, observou uma grande variação no período de monitoramento e frequência de amostragem das estações de tratamento. O período de monitoramento variou de um a 2879 dias entre as ETEs estudadas, considerando o intervalo entre a primeira e a última amostra disponibilizada.

Na Tabela 3-1 são apresentados os resultados relativos às diversas frequências de amostragem praticadas, o número de ETEs inseridas em cada categoria e o percentual correspondente. Todos estes comentários dizem respeito a DBO, constituinte mais frequentemente monitorado e presente em todas os registros de operação disponibilizados

Tabela 3-1- Frequência de amostragem de DBO, praticada pelas 208 ETEs investigadas

Frequência de amostragem	Número de ETEs	% de ETEs
Diária	1	0,5
2 vezes por semana	2	1,0
Semanal	7	3,4
2 vezes por mês	11	5,3
Mensal	15	7,2
Trimestral	17	8,2
Quadrimestral	2	1,0
Indefinida	153	73,6
Total	208	100

Fonte: Oliveira (2006).

Observa-se que não há padronização sobre a frequência de amostragem de ETEs para o monitoramento da eficiência do tratamento e qualidade dos esgotos tratados. O conteúdo dos dados de monitoramento padrão depende da legislação específica de cada país e/ou estado. No Rio Grande do Sul a periodicidade e frequência que estes monitoramentos devem ser realizados

para o tratamento de esgotos sanitários são definidos na licença de operação (LO) da empresa, conforme resolução Consema nº1 de 1998. A frequência das coletas varia com as vazões de lançamento de efluente. Quanto maior a vazão a ser lançada, menor o intervalo entre as coletas.

Quanto aos padrões de lançamento a serem atendidos no estado do Rio Grande do Sul, cita-se a Resolução Consema nº 355/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) que substituiu a Resolução Consema nº 128/2006. Na Tabela 3-2 são apresentados os padrões de lançamento estabelecidos para diferentes faixas de vazão.

Tabela 3-2- Padrões de lançamento definidos na Resolução Consema nº 355/2017 para o esgotamento sanitário

Faixa de vazão (m ³ /d)	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)	SS (mg/L)	Coliformes termotolerantes		Nitrog. amoniacoal (mg/L)	Fósforo total	
				NMP/ 100mL	Eficiência (%)		mg/L	Eficiência (%)
Q < 200	120	330	140	-	-	20	4	75
200 ≤ Q < 500	100	300	100	10 ⁶	90	20	4	75
500 ≤ Q < 1000	80	260	80	10 ⁵	95	20	4	75
1000 ≤ Q < 2000	70	200	70	10 ⁵	95	20	3	75
2000 ≤ Q < 10000	60	180	60	10 ⁴	95	20	2	75
10000 ≤ Q	40	150	50	10 ³	99	20	1	75

Fonte: Rio Grande do Sul (2017).

3.1.3 Parâmetros de operação de sistemas de lodos ativados

Para manter os elevados níveis de desempenho dos processos de lodo ativado operando em condições variadas, uma atenção especial deve ser dada para o controle do processo. As principais abordagens para manter o controle do processo, segundo Metcalf & Eddy *et al.* (2016), são: (1) manter o tempo de retenção de sólidos (TRS) definido, (2) manter a concentração de oxigênio no reator biológico e (3) ajustar a vazão do retorno de lodo ativado (RLA).

O TRS, na prática, representa o período médio que o lodo é mantido no sistema. É o parâmetro mais relevante para o projeto e operação do processo de lodo ativado, já que ele afeta o desempenho do processo de tratamento, o volume do tanque de aeração, a produção de lodo e a demanda de oxigênio. Para a remoção de DBO, os valores do TRS variam, geralmente, entre 3 e 5 dias, dependendo da temperatura do liquor misto. Entre 18 e 25°C, um TRS próximo de 3 dias é necessário, quando se deseja remover apenas a DBO e inibir a nitrificação, o que reduz a demanda de oxigênio associada. Para limitar a nitrificação, algumas estações de tratamento

por lodo ativado têm sido operadas com valores de TRS de 1 dia ou menos. A 10°C, valores de TRS variando entre 5 e 6 dias são necessários para remover somente a DBO (Metcalf & Eddy *et al.*, 2016). Para manter o TRS especificado, o excesso de lodo ativado produzido diariamente deve ser descartado. A taxa de descarte do excesso de lodo ativado (ELA) é definida em função do TRS a ser mantido. Assim, maiores taxas de descarte de ELA resultam em menores de TRS e vice-versa.

A finalidade do retorno de lodo é manter a concentração de lodo ativado no reator biológico e o manto de lodo no clarificador secundário com uma espessura adequada. As vazões típicas de bombeamento do retorno de lodo variam de 50 a 75% da vazão média de projeto de efluente e a capacidade média é de, geralmente, 100 a 150% da vazão média de projeto (Metcalf & Eddy *et al.*, 2016).

3.2 Modelagem dos processos de Lodos Ativados

A modelagem matemática de processos de lodos ativados tornou-se uma ferramenta conhecida há mais três décadas e tem ampla aplicação em pesquisa, projeto e otimização de ETEs, treinamento de técnicos e operadores e controle de processos (HENZE *et al.*, 2000; LANGERGRABER *et al.*, 2004).

Os modelos mais utilizados e mais conhecidos são os Modelos de Lodo Ativado (ASM - *Activated Sludge Models*) desenvolvidos pela *International Water Association* (IWA). O Modelo de Lodo Ativado N^o.1 (ASM1), proposto pelo IWA em 1986, permite a simulação dinâmica de processos de degradação de matéria orgânica e nitrificação/desnitrificação (GUJER, 1991; GUJER; HENZE, 2006).

A crescente popularidade e compreensão dos fenômenos biológicos de remoção de fósforo levaram ao desenvolvimento do ASM2, publicado em 1995. Em 1999, o Modelo de Lodo Ativado N^o.2 foi expandido para ASM2d, em que foram incluídos os organismos que acumulam fósforo (HENZE *et al.*, 2000). Na prática, a remoção de fósforo normalmente só será observada nos processos de lodos ativados combinados com câmaras anaeróbias (GERNAEY *et al.*, 2004).

O último, porém, não final e nem geral, modelo ASM3 foi apresentado em 1999 e pode ser definido como uma revisão expandida do modelo ASM1 para algumas novas concepções dos processos de lodos ativados. Quando se trata da questão sobre qual modelo matemático escolher, recomenda-se manter a modelagem o mais simples possível para atingir o objetivo desejado (RIEGER *et al.*, 2013).

A seguir, são descritos os conceitos do modelo de ASM1 (HENZE *et al.*, 1987) e as modificações que levaram ao ASM3 (GUJER *et al.*, 1999). A descrição dos modelos de lodos ativados ASM2 / ASM2d (HENZE *et al.*, 1995; 1999) não é, no entanto, incluída nesta revisão teórica, uma vez que unidades de tratamento específicas para remoção de fósforo por meio químico ou biológico não fazem parte do sistema de lodos ativados deste estudo.

3.2.1 ASM1 e ASM3

O *Activated Sludge Model* nº1 (ASM1) pode ser considerado como modelo de referência, já que esse desencadeou a aceitação geral de modelagem de ETEs, primeiro na comunidade de pesquisa e posteriormente também na indústria. Segundo Gernaey *et al.* (2004) esta evolução foi, sem dúvida, apoiada pela disponibilidade de computadores mais potentes. Muitos dos conceitos básicos do ASM1 foram adaptados do modelo de lodo ativado definido por Dold *et al.* (1981).

Está implantado, em alguns casos com modificações, na maioria dos softwares disponíveis para modelagem e simulação de ETEs. O ASM1 tornou-se o modelo padrão para simulação de plantas de lodos ativados, o que resultou em uma longa lista de referências que relatam a experiência com sua aplicação (SOCHACKI, 2009).

Este modelo foi desenvolvido principalmente para as ETEs que operam com sistemas de lodos ativados. Descreve a remoção de compostos de carbono orgânico e nitrogênio, com o consumo simultâneo de oxigênio e nitrato como receptores de elétrons. Além disso, visa produzir uma boa descrição da produção de lodo.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi adotada como medida da concentração de matéria orgânica. No modelo, a grande variedade de compostos de carbono orgânico e compostos nitrogenados subdivide-se em um número limitado de frações com base em considerações de biodegradabilidade e solubilidade (GERNAEY *et al.*, 2004).

Basicamente, existem quatro processos principais diferentes definidos no ASM1 (HENZE *et al.*, 1987):

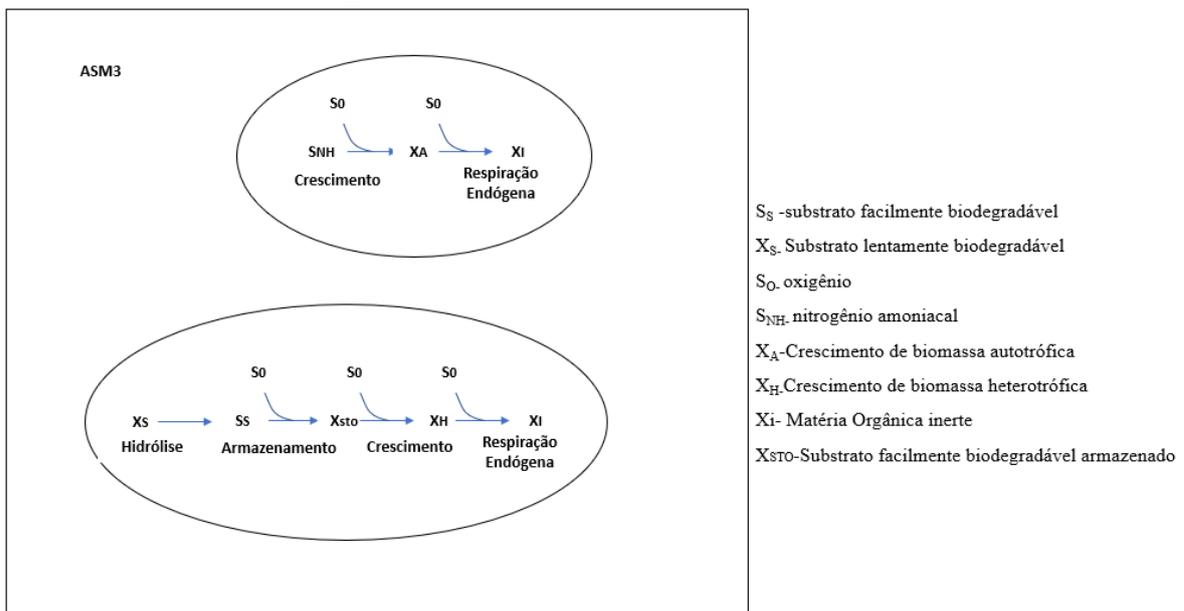
- Crescimento de biomassa;
- Decaimento da biomassa;
- Amonificação de nitrogênio orgânico;
- Hidrólise de matéria orgânica particulada.

Os fluxos de substrato no ASM1 estão ilustrados na Figura 3-2.

biomassa no modelo (PETERSEN *et al.*, 2002). Os processos de decomposição são substituídos pela respiração endógena. Assim o consumo de oxigênio observado experimentalmente em ausência de substrato externo é explicado com o crescimento da biomassa sobre o produto do armazenamento devido aos processos de lise.

Os fluxos dos substratos no modelo ASM3 são representados na Figura 3-3.

Figura 3-3- Fluxo de substrato no modelo ASM3



Fonte: modificado de Gujer *et al.* (1999).

No ASM3 existem também quatro processos básicos, porém ligeiramente diferentes do ASM1 (GUJER *et al.*, 1999):

- Armazenamento de substrato facilmente biodegradável;
- Crescimento de biomassa;
- Decaimento da biomassa;
- Hidrólise de matéria orgânica particulada.

Enquanto no ASM1 todas as variáveis de estado são diretamente influenciadas por uma mudança no valor de um parâmetro, no ASM3 a influência direta é menor (PETERSEN *et al.*, 2000). Em relação a adequação dos modelos à realidade, tem sido demonstrado que a biomassa utiliza parte do substrato no instante em que é absorvido, e o resto é armazenado para crescimento posterior. Portanto, apesar dos modelos ASM1 e ASM3 resultarem em valores

satisfatórios em inúmeros estudos publicados na bibliografia, o que se observa na prática é a mistura de ambos os modelos (SANTOS, 2014).

Trabalhos publicados propuseram modificações no ASM3 considerando crescimento direto em substrato solúvel e crescimento indireto em substrato armazenado internamente (HAUDUC *et al.*, 2013). Todavia não há estudos suficientes para garantir o funcionamento adequado desses modelos que ainda precisam ser avaliados.

No Quadro 3-1 é apresentada a comparação das principais características dos modelos ASM1 e ASM3.

Quadro 3-1- Principais diferenças dos modelos ASM1 e ASM3

Características do modelo	ASM1	ASM3
Ano da publicação	1987	1999
Tipo de modelo	C/N	C/N
Nitrificação	Sim	Sim
Desnitrificação	Sim	Sim
Fermentação	Não	Não
Remoção biológica de fósforo	Não	Não
Limitação de pH	Alcalinidade é considerada na estequiometria, mas não é limitante das taxas cinéticas.	Alcalinidade é considerada na estequiometria e taxas cinéticas.
Remoção química de fósforo	Não	Não
Processos modelados	8	12
Variáveis de estado	13	13
Interação de processos / variáveis	31	72
Total de parâmetros	26	46
PARÂMETROS ESTEQUIOMETRICOS		
Hidrólise	-	1
Organismos heterotróficos	1	4
Organismos autotróficos nitrificantes	1	1
Organismos acumuladores de fósforo	-	-
Biomassa em geral	1	1
PARÂMETROS CINÉTICOS		
Hidrólise	3	2

Características do modelo	ASM1	ASM3
Organismos heterotróficos	6	13
Organismos autotróficos nitrificantes	5	6
Organismos acumuladores de fósforo	-	-
Biomassa em geral	-	-
Parâmetros de composição	2	8
Coefficientes de ajuste da temperatura	7	10

Fonte: modificado de Hauduc (2013).

As matrizes que representam os modelos ASM1 e ASM3 são apresentadas no Anexo A deste documento. Para uma descrição completa do modelo ASM3 a publicação original de Gujer *et al.* (1999) deve ser consultada. Para uma descrição completa do modelo ASM1 a publicação original de Henze *et al.* (1987) deve ser consultada.

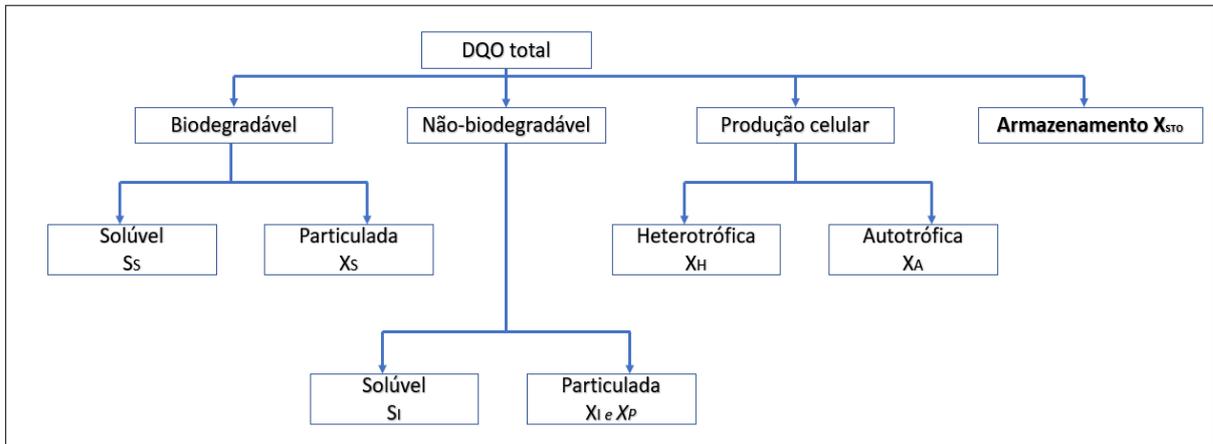
3.2.2 Fracionamento dos parâmetros DQO e N no ASM1 e ASM3

A utilização dos modelos ASM querer o fracionamento das concentrações de DQO e N. O parâmetro DQO é selecionado como o parâmetro mais adequado para definir os substratos de carbono no ASM1 e ASM3, uma vez que fornece uma ligação entre os equivalentes de elétrons no substrato orgânico, a biomassa e o oxigênio utilizados.

Os componentes da DQO no ASM3 são basicamente definidos da mesma forma que no ASM1. Somente a separação entre matéria orgânica suspensa inerte no influente (X_i) e a produzida pelo processo de decaimento (X_p) não é mais mantida, e, a componente X_{sto} é introduzida (PETERSEN *et al.*, 2000).

O fracionamento de DQO total no ASM1 e ASM3 é ilustrado na Figura 3-4. Os componentes especificamente relacionados ao ASM3 são destacados em **negrito** e os relacionados apenas ao ASM1 destacados em *itálico*.

Figura 3-4- Componentes da DQO nos modelos ASM1 e ASM3.



Fonte: modificado de Petersen *et al.* (2000).

Assim, o saldo total de DQO é definido pela Eq. 1 para o modelo ASM1 e pela Eq. 2 para o modelo ASM3.

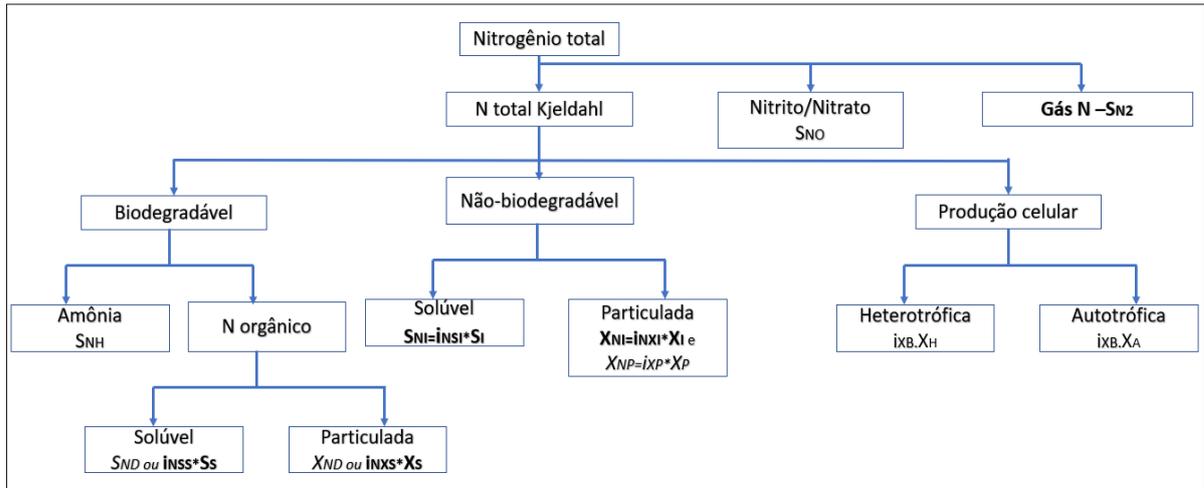
$$DQO_{tot} = S_I + S_S + X_I + X_S + X_H + X_A + X_P \quad Eq. (1)$$

$$DQO_{tot} = S_I + S_S + X_I + X_S + X_H + X_A + X_{STO} \quad Eq. (2)$$

O balanço de nitrogênio no ASM3 é simplificado em comparação ao ASM1, uma vez que os componentes de nitrogênio orgânico solúvel e particulado não são mais considerados. Além disso, um componente de gás nitrogênio (S_{N2}) é incluído, permitindo um balanço de massa de nitrogênio fechado. O nitrogênio incorporado em S_I , S_S , X_I , X_S e a biomassa é definido no ASM3 como uma fração desses componentes. Essa fração é consumida ou produzida quando a fração DQO correspondente é formada ou degradada, respectivamente (PETERSEN *et al.*, 2000).

O fracionamento do nitrogênio total para os componentes nos modelos ASM1 e ASM3 é ilustrado na Figura 3-5. Os componentes especificamente relacionados ao ASM3 são mostrados em **negrito** e os relacionados somente ao ASM1 em *itálico*.

Figura 3-5- Componentes do Nitrogênio nos modelos ASM1 e ASM3.



Fonte: modificado de Petersen *et al.* (2000).

Resumindo, o balanço de nitrogênio total para os componentes no ASM1 é definido pela Eq. 3, e os balanço para o ASM3 pela Eq. 4.

$$N_{tot} = S_{NH} + S_{ND} + S_{NO} + X_{ND} + X_{NI} + i_{XB} \cdot (X_H + X_A) + i_{XP} \cdot X_P \quad Eq. (3)$$

$$N_{tot} = S_{NH} + S_{NO} + S_{N2} + i_{NSI} \cdot S_I + i_{NSS} \cdot S_S + i_{NXS} \cdot X_S + i_{XB} \cdot (X_H + X_A) + i_{NXI} \cdot X_I \quad Eq. (4)$$

3.3 Simulação Computacional

Com os recentes desenvolvimentos na área da tecnologia, especialmente a popularização de poderosos computadores pessoais, os softwares comerciais (simuladores) que implementam modelos matemáticos de lodos ativados, tornaram-se disponíveis. Estes simuladores geralmente contêm modelos adicionais para outros processos unitários, como, decantadores primários e secundários, digestores anaeróbios, etapas de espessamento e desidratação, entre outros, permitindo simulação de toda a ETE (RIEGER *et al.* 2013).

3.3.1 Ambientes de simulação

Um ambiente de simulação de ETE pode ser descrito como um software que permite ao modelador simular uma configuração de uma planta existente. Uma visão geral bastante detalhada dos ambientes de simulação para os modelos de ETE pode ser encontrada em Olsson

e Newell (1999) e Copp (2002). Ambientes de simulação de propósito geral podem ser distinguidos de ambientes específicos.

Os de uso geral normalmente têm alta flexibilidade, mas o modelador tem que implementar no software os modelos que devem ser usados para simulação da ETE. É importante investir tempo suficiente na implementação e calibração do modelo, para evitar a execução de simulações com um modelo incorreto para uma tarefa específica.

Como consequência, os ambientes de simulação de propósito geral exigem um usuário habilidoso que entenda completamente as implicações de cada linha de código nos modelos. Um exemplo popular de um ambiente de simulador de propósito geral é o MATLAB / Simulink (GERNAEY *et al.*, 2004).

Ambientes específicos possuem menor flexibilidade de modelagem. Porém, são de utilização mais simples e prática. Esses geralmente contêm uma biblioteca extensa de modelos de processo unitários de ETEs implementados. A configuração do processo a ser simulado pode ser facilmente construída conectando blocos de unidades de processo. Janelas *pop-up* permitem modificar os parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo, além de parâmetros gerais do projeto.

A facilidade e vantagens da utilização de simuladores específicos, levaram ao desenvolvimento de muitos pacotes de softwares comerciais ou de pesquisa a partir de 1987, a saber, em ordem alfabética: BioWin, DESSAS, EFOR, GPS-X, Simba, WEST e outros. Além de simuladores comerciais, também é possível encontrar alguns softwares de distribuição livre, disponíveis para download gratuito, como é o caso dos softwares ASIM e STOAT. Mais informações sobre ambientes específicos de simulação podem ser encontradas nos respectivos *websites*. Nos *websites*, muitas vezes é possível baixar uma versão de demonstração dos ambientes do simulador para fins de avaliação.

A disponibilidade de softwares de engenharia fáceis de usar facilitou o desenvolvimento de configurações de ETEs mais eficientes. O uso dessa ferramenta auxilia na redução do risco de violações das legislações pelo lançamento de esgotos não totalmente tratados, nas fases de projeto e operação, e na compreensão do funcionamento interno do sistema por inúmeros jovens profissionais através do conhecimento que a comunidade de modelagem coletou e armazenou na forma de equações matemáticas (JENKINS; WANNER, 2014).

Pelo fato de ambientes específicos de simuladores de ETE permitirem que o modelador produza facilmente a configuração de uma ETE desejada conectando blocos de modelos predefinidos, envolve o risco de que um usuário simule configurações de processos de

tratamento sem entender completamente a estrutura do modelo, implicando que as suposições e limitações do modelo também podem ser facilmente ignoradas (GERNAEY *et al.*, 2004).

3.4 Níveis de calibração do modelo

A calibração é entendida como a estimativa dos parâmetros do modelo para que os resultados simulados se adequem a um determinado conjunto de dados observados em uma ETE. A necessidade de calibração depende do objetivo da modelagem (GERNAEY *et al.*, 2004).

Diferentes níveis de calibração podem ser distinguidos. A finalidade da aplicação do modelo que determina como abordar uma calibração. A partir do objetivo da modelagem serão determinados quais dados são necessários para a calibração. Devem ser definidas as médias ou perfis dinâmicos da ETE, e para qual nível de detalhe o modelo deve ser calibrado (HULSBEEK *et al.*, 2002; PETERSEN *et al.*, 2002). A coleta de dados é uma parte essencial da calibração.

Petersen *et al.*, (2002) resumiram de diferentes fontes as informações necessárias para obter uma calibração bem-sucedida de modelos de lodos ativados:

1. Dados de projeto: volumes dos reatores, vazões máximas das bombas, capacidade de aeração, entre outros.
2. Dados operacionais:
 - 2.1 balanço de massa, como média ou dados dinâmicos, dos afluentes e efluentes, vazões de retorno e descarte do lodo;
 - 2.2 pH, aeração (vazões, aberturas das válvulas) e temperaturas;
3. *Tracer test* para a caracterização do modelo hidráulico.
4. Testes de sedimentação para a determinação dos parâmetros do modelo do sedimentador.
5. Dados para a caracterização do modelo:
 - 5.1 Concentrações fracionadas de DQO e N, além de caracterização geral do afluente e efluente dos diferentes parâmetros, como Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e não voláteis (SSNV), entre outros. Dependendo do objetivo do modelo, também há a necessidade de medições em alguns fluxos intermediários entre os processos unitários da ETE, como médias ou processos dinâmicos.
 - 5.2 Composição do lodo: por exemplo, SST, SSV, DBO, N e / ou P.
 - 5.3 Parâmetros cinéticos: como exemplo, taxas de crescimento e decaimento.
 - 5.4 Parâmetros estequiométricos: por exemplo, rendimentos.

Os dados necessários para a caracterização do modelo podem basicamente ser obtidos a partir de três fontes:

1. Valores padrão da literatura;
2. Dados de plantas em escala real;
3. Informações obtidas de diferentes tipos de experimentos em escala de laboratório.

Calibrações podem ser realizadas em dois estados: dinâmico ou estacionário. Uma calibração dinâmica é muito mais complexa que uma calibração em estado estacionário, porque visa a descrição dos perfis de concentração das variáveis de saída no tempo. Para realizar simulações dinâmicas, mais dados, incluindo dados hidráulicos, precisam ser introduzidos em um modelo (GERNAEY *et al.*, 2004; PETERSEN *et al.*, 2000). Assim, cada etapa da calibração dinâmica, a partir da coleta de dados, é uma tarefa exigente e demorada (LIWARSKA-BIZUKOJC *et al.*, 2011).

A calibração estática é simplificada, tanto nos parâmetros medidos, quanto na estruturação do modelo. Essa é uma alternativa prática e que apresenta resultados satisfatórios de simulação para previsão do comportamento da ETE a longo prazo.

3.4.1 Calibração estática

Para uma simulação em estado estacionário, parâmetros de projeto e médias mensais ou anuais de dados de monitoramento padrão, podem ser utilizados (SOCHACKI *et al.*, 2013). Esse é um procedimento bastante útil. No entanto, um modelo calibrado nesse estado não deve ser aplicado a cenários de processo dinâmico.

O uso de modelos ajustados em estado estacionário para simular dinamicamente a operação da ETE pode ter um desempenho impreciso. Esse pode ser o caso quando as variações reais do afluente são mais rápidas que a dinâmica lenta do processo de tratamento resultante da calibração estática. Também, simulações em estado estacionário não devem ser usadas para dimensionar equipamentos que operam sob condições dinâmicas, como sopradores de ar ou equipamentos que exigem uma operação confiável e dependente do pico máximo e mínimo de vazão e/ou cargas (RIEGER *et al.*, 2013).

Geralmente, no estado estacionário, somente os parâmetros responsáveis por um desempenho de longo prazo podem ser determinados (VOLCKE *et al.*, 2006; HENZE *et al.*, 1999; NOWAK *et al.*, 1999). Períodos inferiores a um mês podem não ser bem representados

no estado estacionário. O comportamento de uma planta é uma função das condições operacionais e TRS. Mesmo que as condições operacionais de uma planta sejam mantidas constantes, pode levar mais de um mês para uma planta típica atingir o equilíbrio após uma mudança, por isso é recomendado, no mínimo, um mês de dados para avaliação do modelo em estado estacionário (RIEGER *et al.*, 2013).

Em geral, a calibração é realizada manualmente. Isso significa que o modelador altera um parâmetro por vez até que um bom modelo ajustado às medições seja obtido (observação visual). A execução desse procedimento sem conhecimento especializado foi relatada como uma tarefa muito perigosa, fadada a levar a resultados sem sentido. Após a conclusão da calibração, o modelo deve ser validado usando dados de um período diferente do período usado na calibração. Depois do modelo ter passado com sucesso o estágio de validação, esse pode enfim ser usado para seu propósito final (SIN *et al.*, 2005).

O modelo de sedimentação do decantador secundário é parte integrante do modelo de lodos ativados e pode ser submetido a calibração, se necessário. No caso do modelo de decantador secundário uma das variáveis de saída mais importantes é a concentração de SST em seu efluente. O modelo do decantador secundário não apenas determina as previsões corretas da concentração de SST, mas também afeta os valores de outras variáveis de modelo que descrevem a composição do efluente tratado. (SOCHACKI *et al.*, 2013).

3.5 Protocolo de calibração

Juntamente com a introdução de diferentes simuladores, vários protocolos de modelagem foram publicados com o objetivo de guiar os usuários em uma série de etapas definidas e obter resultados confiáveis e com menos esforço. Diferentes grupos desenvolveram diretrizes e protocolos para modelagem de lodos ativados.

Os protocolos de calibração mais conhecidos são: WERF (MELCER *et al.*, 2003), BIOMATH (VANROLLEGHEM *et al.*, 2003), STOWA (HULSBEEK *et al.*, 2002; ROELEVELD; VAN LOOSDRECHT, 2002), e HSG (LANGERGRABER *et al.*, 2004). No entanto, os protocolos mais populares costumam apresentar diferentes abordagens para modelagem. O protocolo STOWA, por exemplo, foi desenvolvido a fim de ajudar na modelagem de remoção de nitrogênio usando o modelo ASM N^o.1. Por outro lado, as diretrizes da WERF, foram baseados na experiência de consultores com o ASM, desenvolvedores de software e universidades (principalmente da América do Norte), usuários segmentados de municípios e consultorias de engenharia. O protocolo BIOMATH introduziu um conceito de

calibração/validação passo a passo de modelos, com foco no modelo bioquímico e seções em sedimentação, no sistema hidráulico e na aeração. O HSG protocolo encoraja uma abordagem orientada para o objetivo da simulação (ANDRAKA *et al.*, 2018). Mais informações sobre os protocolos de calibração mencionados, podem ser encontradas no estudo de Sin *et al.* (2005).

A fim de integrar os protocolos existentes, formou-se o grupo de trabalho IWA - *Good Modelling Practice (GMP) Task Group* - com o objetivo de combinar esses protocolos em um protocolo unificado, destinado principalmente aos profissionais, o grupo de trabalho publicou o *Guidelines for Using Activated Sludge Models*.

O grupo GPM iniciou em Marrakech no Congresso Mundial da Água da IWA em 2004. Quatro grupos uniram forças para organizar um workshop sobre “Diretrizes para a aplicação de modelos de estações de tratamento de águas residuais” com o objetivo de iniciar um novo grupo de trabalho da IWA. Os quatro grupos foram: (1) Hochschulgruppe Simulation (HSG), um grupo de língua alemã formado por Ph.Ds, estudantes e pesquisadores, (2) modeladores envolvidos no desenvolvimento do estudo da *Water Environment Research Foundation (WERF)* sobre "Métodos para caracterização de águas residuais na modelagem de lodo ativado", (3) STOWA da Holanda e (4) grupo de pesquisa BIOMATH da Universidade de Ghent, Bélgica.

Também fazem parte do grupo GPM modeladores de diferentes países, a fim de integrar experiência e conhecimento sobre modelagem de lodo ativado, com o intuito de fornecer orientações práticas aos profissionais. As diretrizes propostas pelo grupo GPM para o uso de modelos de lodos ativados compreendem as seguintes etapas: definição do projeto, coleta e ajuste dos dados, estruturação do modelo, calibração e validação, e simulação e interpretação dos resultados. Conforme publicado por Rieger *et al.* (2013), a seguir são descritas sucintamente cada uma das etapas do protocolo unificado sugerido pelo grupo GPM.

3.5.1 Definição do projeto

O ponto inicial de qualquer projeto de modelagem é a definição do problema de estudo. Com base no problema levantado, os objetivos do projeto são estabelecidos considerando: os limites do modelo, por exemplo se será modelado todo o tratamento, incluindo as linhas de tratamento do esgoto e do lodo, ou somente do esgoto; o nível de complexidade proposto, no caso se o modelo será calibrado em estado estacionário ou dinâmico; e as variáveis que serão usadas para calibração e validação com a especificação da precisão esperada para cada variável de saída, com base na determinação de um critério de parada. O objetivo da modelagem define

quais unidades da planta devem ser modeladas e o nível de detalhamento. Também é o critério para a escolha dos modelos que serão utilizados nas simulações.

3.5.2 Coleta e ajuste de dados

A coleta e ajuste dos dados é reconhecida como uma das etapas que exige mais esforço ($> 1/3$) em um projeto de modelagem (HAUDUC *et al.*, 2009). A frequência dos dados não pode ser generalizada e está diretamente relacionada aos objetivos do projeto. Valores médios podem ser suficientes para simulação em estado estacionário.

Esta etapa baseia-se na compreensão da planta de tratamento a ser simulada, a partir de visitas técnicas à ETE, comunicação com os técnicos responsáveis pela operação, e análise do projeto construtivo. Com o reconhecimento geral da planta, inicia-se a coleta de dados existentes a partir do monitoramento padrão. Os dados coletados devem ser analisados e ajustados para a execução da modelagem. Informações incoerentes devem ser detectadas e removidas. Caso os dados disponíveis sejam julgados insuficientes para o estudo, campanhas adicionais de coleta e ajuste dos dados devem ser realizadas.

3.5.3 Estruturação do modelo

A seguir são descritas as etapas do procedimento para estruturar uma ETE em um ambiente de simulação, conforme Rieger *et al.* (2013):

1. **Definição do leiaute da planta:** Os limites do modelo, da planta, e das unidades de processo a serem modeladas são estabelecidos conforme a definição do projeto. Isso inclui qualquer decisão de simplificação do modelo. Incorporar detalhes desnecessários na modelagem, irá requerer mais dados e irá aumentar o esforço requerido para calibração/validação do modelo. Muitos detalhes podem introduzir significantes incertezas nos resultados das simulações, assim como, uma estruturação inadequada do modelo.
2. **Estruturação dos submodelos:**
 - a) *Leiaute modelado:* Essa etapa consiste na tradução do esquema do fluxo do processo existente (conforme operado) e o comportamento de mistura em um conceito de modelo. Simuladores específicos normalmente fornecem uma interface gráfica onde o usuário pode selecionar os ícones que representam cada unidade do tratamento a

ser modelado. Esses ícones são conectados em uma janela "*desing*" específica usando a funcionalidade de arrastar e soltar.

- b) *Seleção dos modelos*: Para cada processo unitário modelado, um ou mais modelos devem ser selecionados. Também, nesta etapa deve ser estabelecido o fracionamento do afluente, os pontos de controle, o esquema de bombeamento, divisões de fluxo, entre outros.
 - c) *Configuração do modelo*: Dados de projeto (ex.: volume dos tanques), configuração operacionais (ex.: razão de retorno, vazão e pontos de descarte do lodo), e outros parâmetros (ex.: parâmetros cinéticos e estequiométricos) devem ser levantados para cada modelo selecionado.
 - d) *Conexões entre os submodelos*: Todos os submodelos devem ser conectados para permitir o fluxo de informações. As conexões representam o fluxo de massa (líquido e sólido) através da planta. Ou seja, os resultados de saída de uma unidade de tratamento serão os dados de entrada para o submodelo da unidade seguinte. Os componentes nessas conexões são calculados para todas as variáveis de estado aplicáveis a cada etapa simulada. Essa etapa é frequentemente automatizada nos ambientes de simulação específicos.
3. **Verificações do modelo**: Um teste funcional consiste em algumas execuções iniciais para garantir que o modelo da planta seja implementado corretamente no ambiente do software (sem mensagens de erro), contenha todas as unidades de processo significativas e forneça resultados de saída- *outputs* – coerentes, ainda que não calibrado.

3.5.4 Calibração e validação

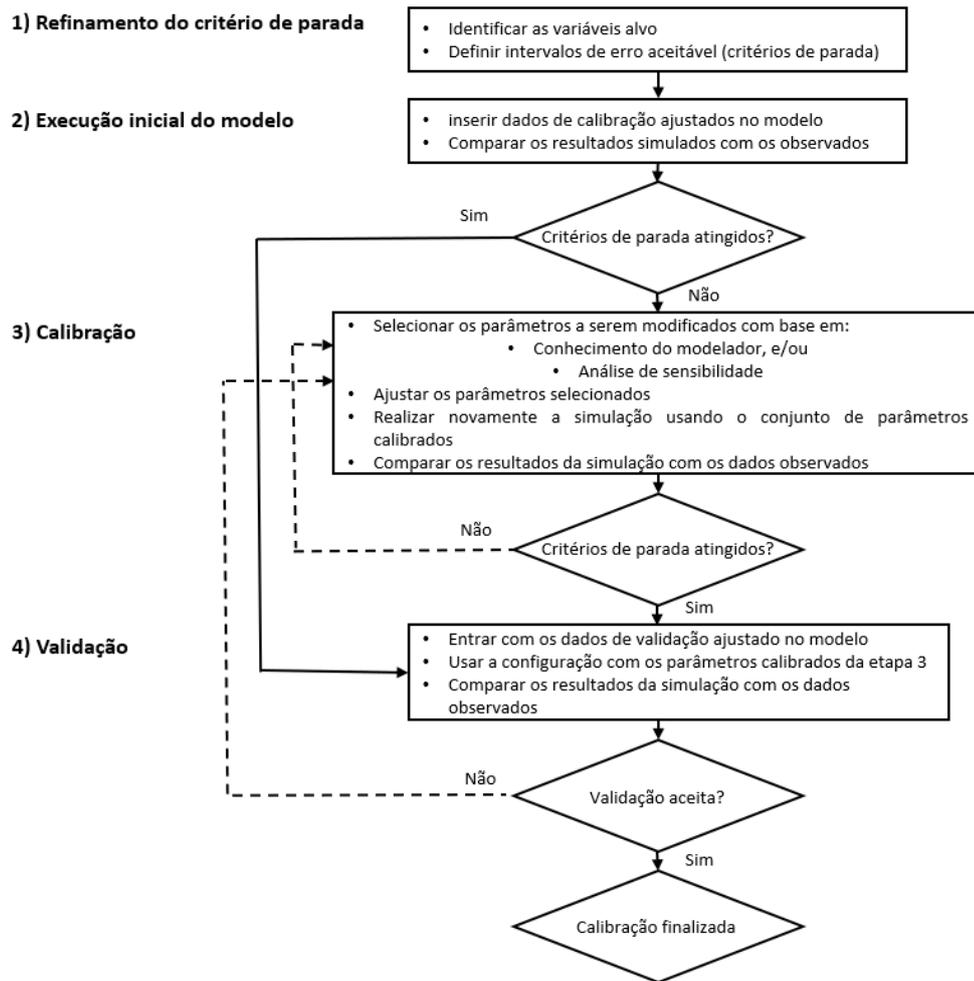
Normalmente modelos numéricos devem ser calibrados por um ou mais conjuntos de dados antes de serem aplicados. Idealmente, a etapa de calibração deve ser seguida por uma etapa de validação a qual assegura que o modelo pode ser usado para prever o comportamento do sistema sob diferentes condições.

Na modelagem de tratamento de águas residuárias, a avaliação da qualidade do modelo é frequentemente baseada em comparações qualitativas entre os resultados da simulação e os dados observados. Antes de iniciar a calibração, deve-se definir quais variáveis serão simuladas (variáveis-alvo) e os critérios de parada. Ou seja, quais parâmetros devem ser calibrados para atingir os objetivos da modelagem e qual é a variação aceitável entre as previsões do modelo e

os dados observados, ou seja, quando o modelador pode parar a calibração (WEF MOP31, 2014).

A qualidade dos resultados da simulação pode ser avaliada para uma variável específica ou variáveis combinadas - variáveis-alvo. O procedimento de calibração e validação é ilustrado na Figura 3-6.

Figura 3-6- Procedimento de calibração e validação



Fonte: Rieger *et al.* (2013)

O Quadro 3-2 fornece uma lista de variáveis-alvo, critérios de parada e frequência de dados necessários para a calibração do modelo, conforme o objetivo da modelagem.

Quadro 3-2-Variáveis-alvo e critérios de parada para calibração do modelo

Objetivo da modelagem	Período médio	Variável-alvo	Intervalo de erro aceitável
Calcular a produção de lodo	Média mensal	Concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração	10%
		SSV/SS no tanque de aeração	5%
		Carga (em massa) de remoção do lodo	5%
		SST efluente	5 mg/L 1 dia ou 15% para SRT < 5 dias
		Tempo de retenção de sólidos	
Projetar o sistema de aeração	Média diária Picos de hora em hora	Taxa de fluxo de ar	10%
		Oxigênio dissolvido (perfil)	0,3 mg/L
		Taxa específica de consumo de oxigênio	10 mg/L/h
Desenvolver configuração de processo para remoção de nitrogênio	Média mensal ou anual	NHx-N NOx-N Nitrogênio total	1.0 mg/L
Desenvolver uma configuração de processo para remoção de fósforo	Média mensal ou anual	PO ₄ -P Fósforo total	0,5 mg/L
Avaliar a capacidade da planta para remoção de nitrogênio	Média mensal ou anual	NHx-N NOx-N Nitrogênio total	1,0 mg/L
Projetar um sistema de tratamento para atender aos limites máximos de nitrogênio do efluente	Valores instantâneos	NH ₄ -N NOx-N Nitrogênio total	0,5 mg/L
Otimização do controle de aeração	Média horária	Taxa de fluxo de ar	10%
		Oxigênio dissolvido (perfil)	0,5 mg/L
		NH ₃ -N efluente	0,5 mg/L
Testar o efeito de colocar tanques fora de serviço	Média mensal	NHx-N	1,0 mg/L
		NOx-N	1,0 mg/L
		Nitrogênio total	1,0 mg/L
		PO ₄ -P	0,5 mg/L
		Fósforo total	0,5 mg/L
Usar o modelo para desenvolver estratégia de remoção de lodo	Média semanal Média diária	Carga em massa de remoção do lodo	10%
		Tempo de retenção de sólidos	1 d
		NHx-N	0,5 mg/L
		PO ₄ -P	0,5 mg/L

Objetivo da modelagem	Período médio	Variável-alvo	Intervalo de erro aceitável
Desenvolver uma estratégia para gerenciar vazões pluviais	Valores horários	Concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração SST efluente NH _x -N NO _x -N PO ₄ -P	10% 10 mg/L 1,0 mg/L 1,0 mg/L 0,5 mg/L
Desenvolver um modelo geral para compreensão do processo	-	-	Não aplicável
Desenvolver um modelo específico da ETE para treinamento de operadores	Média mensal	Concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração Carga em massa de remoção do lodo SST efluente NH _x -N NO _x -N PO ₄ -P Taxa de fluxo de ar Oxigênio dissolvido	10% 5% 5,0 mg/L 1,0 mg/L 1,0 mg/L 1,0 mg/L 10% 0,5 mg/L

Fonte: adaptado de Rieger *et al.* (2013)

Segundo informações da *Water Environment Federation* (WEF MOP31, 2014), nem todos os parâmetros de um modelo de ETE devem ser ajustados durante a calibração. Alguns autores chegam a afirmar que, para ETEs que tratam esgoto doméstico, nenhum ajuste de parâmetros cinéticos e estequiométricos é necessário, já que o modelo com parâmetros padrão fornece um desempenho de previsão que é suficiente para o propósito do modelo em questão. No entanto, na maioria das aplicações é necessário algum ajuste de modelo.

O modelador pode conduzir essa busca pelos melhores valores de parâmetros estequiométricos e cinéticos realizando o ajuste iterativo desses, até que os resultados da simulação correspondam a um conjunto de dados observado, dentro do intervalo de critério de parada. É importante acompanhar os conjuntos de parâmetros já avaliados para que as pesquisas não sejam repetidas. A etapa de validação ocorre utilizando o modelo calibrado para corresponder ao desempenho da ETE durante um período diferente ou durante condições operacionais específicas, como aumento de vazão ou de baixa temperatura (Wrc STOAT, 1999).

A calibração e validação ajudam a estabelecer se as condições ambientais dentro do modelo são robustas e capazes de fornecer resultados confiáveis e, portanto, se podem servir de base para uma decisão. Um modelo bem calibrado pode ser adaptado e modificado ao longo do

tempo para acompanhar o status atual da planta, podendo fornecer uma base estável para a tomada de decisões.

3.5.5 Simulação e interpretação dos resultados

O último passo do protocolo unificado, simulação e interpretação dos resultados, trata sobre como modelo pode ser usado uma vez que ele tenha sido estruturado e calibrado. Essa etapa tem forte ligação com a primeira etapa, definição do projeto. Na definição do projeto o modelador delimita o objetivo e o escopo da modelagem. Na simulação e interpretação dos resultados o modelo é testado para verificar se os objetivos foram alcançados, ou justificar se não foram alcançados. Esse passo consiste em uma série de simulações em estado estático ou dinâmico, chamados cenários.

A quantidade e o objetivo dos cenários são normalmente planejados na etapa de definição do projeto. É importante definir cenários realistas e práticos antes das simulações. Uma das opções de análise de cenário é utilização do modelo para investigar o impacto da mudança de parâmetros de operação na planta (RIEGER *et al.*, 2013)

3.6 Trabalhos de referência

Sochacki *et al.* (2009) estudaram a aplicabilidade da calibração estática do modelo ASM1 com base apenas em dados de projeto e operação normalmente disponíveis, sem realizar estudos especializados para caracterização mais detalhada da planta. O estudo foi realizado para simular uma ETE em Verona, Itália. Os autores concluíram que os dados típicos de operação e projeto podem ser aplicados com sucesso para modelar e simular o desempenho da ETE. Afirmam que a modelagem com dados operacionais é viável para indicar as tendências das concentrações de efluentes e pode ser usado para várias finalidades como: para uso pelos operadores da planta, como uma ferramenta útil e prática para prever os resultados de mudanças nos parâmetros de operação. Tais como taxas de retorno, vazão de lodo descartado, e para desenvolvimento adicional em um modelo que poderia ser usado para simulação dinâmica e aplicado como um elemento de um sistema de controle em tempo real do desempenho da ETE.

Sochacki *et al.* (2013) avaliaram a simulação computacional utilizando o modelo ASM1 para representar o tratamento de um ETE em Gliwice (Polônia). A calibração também se deu por meio de dados médios de parâmetros obtidos durante o monitoramento padrão da estação. O modelo calibrado em estado estacionário permitiu uma precisão aceitável das variáveis

simuladas. Assim, a descrição matemática obtida da planta serviu como base preliminar e sólida para um modelo mais versátil.

Andraka *et al.* (2018) verificaram a aplicabilidade de conjuntos de dados obtidos durante o monitoramento padrão de uma ETE em Białystok (Polônia) para a calibração e validação do modelo ASM3, sob condições estáticas. Os autores concluíram que conjuntos de dados disponíveis a partir do monitoramento padrão do desempenho da ETE, podem ser usados para estruturar um modelo e simular o desempenho do sistema sob condições de estado estacionário.

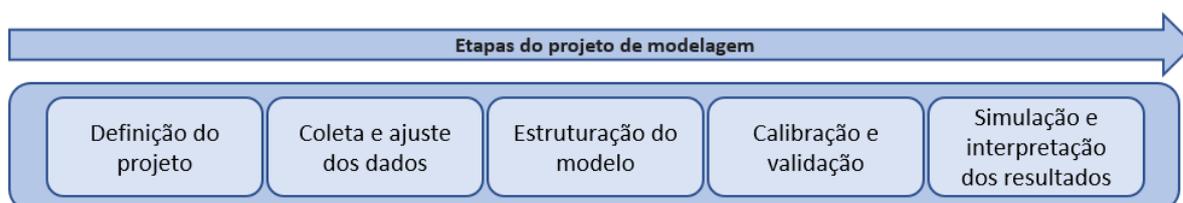
Çinar *et al.* (1998) testaram a hipótese de que o ASM n°2 poderia ser usado para caracterizar uma ETE em escala real usando apenas os dados disponíveis de operação e construção da planta. Os autores concluíram que o modelo calibrado apenas com dados de operação e projeto disponíveis, caracterizaram com sucesso a remoção de nutrientes. A calibração foi baseada em 1(um) ano de dados de monitoramento padrão de uma ETE. Apenas 6 dos 71 parâmetros estequiométricos e cinéticos tiveram que ser alterados.

Makinia *et al.* (2002) enfatizaram a necessidade de uma metodologia para ajustar os dados de monitoramento operacionais de rotina para fins de modelagem. Os autores analisaram os resultados de simulação em estado estacionário para duas ETEs. As simulações foram realizadas utilizando o software GPS-X. Os valores médios mensais dos parâmetros convencionais, como DQO, SST, N total, amônia e fósforo foram utilizados para calibração e validação do modelo. Os resultados demonstram que o modelo pode ser usado para avaliar mudanças sazonais na eficiência de nitrificação / desnitrificação, quantidade de lodo produzido e o impacto da geração de AGV na eficiência da remoção biológica de fósforo. Os autores recomendam que o conjunto de coeficientes do modelo obtido da simulação em estado estacionário deve ser validado com os resultados de estudos especializados (por exemplo, testes em lote e monitoramento contínuo) e simulação dinâmica.

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O método deste trabalho baseou-se nas cinco etapas representadas na Figura 4-1 conforme as diretrizes para o uso de modelos de lodo ativado, sugerido pelo Grupo de Trabalho da IWA sobre Boas Práticas de Modelagem, publicado por Rieger *et al.* (2013).

Figura 4-1- Etapas típicas do projeto de modelagem



Fonte: Adaptado de Rieger *et al.* (2013).

Nos itens a seguir deste capítulo são descritas as características da ETE de estudo seguido dos métodos utilizados para realização de cada etapa do projeto de modelagem.

4.1 Caracterização da ETE

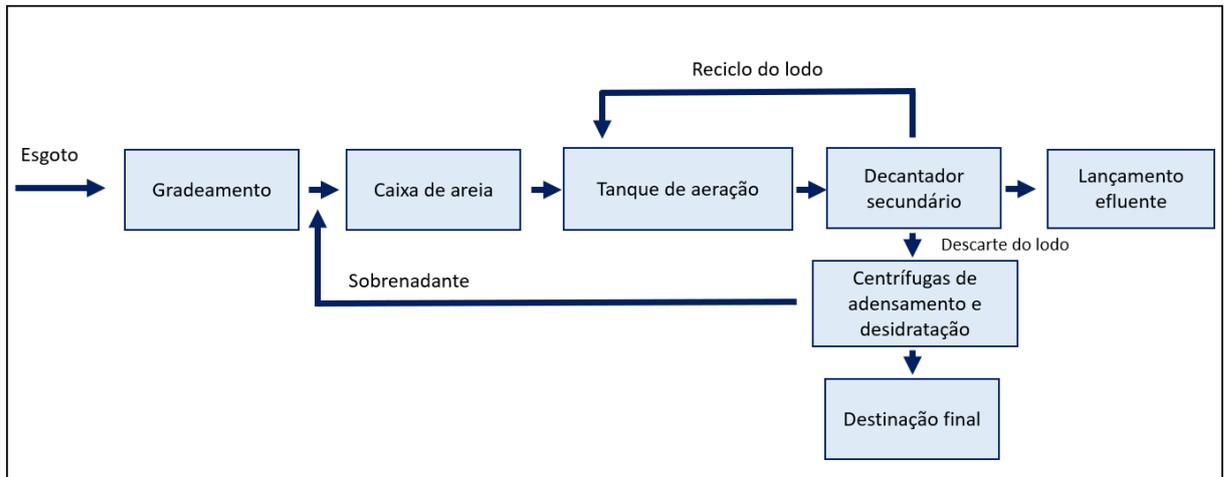
A ETE São João/Navegantes, localizada em uma área de aproximadamente 7,5 ha na capital do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, foi escolhida para o desenvolvimento deste trabalho, por se tratar de uma ETE que opera com sistema de lodo ativado, e o departamento responsável concordou em disponibilizar os dados e apoio técnico necessários para o estudo.

Atualmente a ETE conta com dois módulos implantados e em operação, cada módulo com duas linhas de fluxo. O processo compreende: poço de acumulação, tratamento preliminar, tanques com aeração por ar difuso, bombas de recirculação de lodo, decantadores secundários, tratamento de lodo por adensamento e desidratação através de centrífugas.

A vazão nominal é de 444 L/s para dois módulos em operação (222 L/s cada módulo). Segundo informações repassadas pelo técnico responsável pela operação da ETE, a razão média de RLA é 2:1. Também foi informado que o descarte do ELA do sistema ocorre por um período de 8 h diárias a uma vazão de 21 m³/h.

Na Figura 4-2 apresenta-se o fluxograma simplificado das operações unitárias da ETE.

Figura 4-2- Fluxograma simplificado da ETE



Fonte: Autora (2019).

Na Figura 4-3 é apresentada a vista geral da ETE São João Navegantes.

Figura 4-3- Imagem aérea da ETE São João Navegantes



Fonte: Google (2019).

4.2 Ambiente de simulação

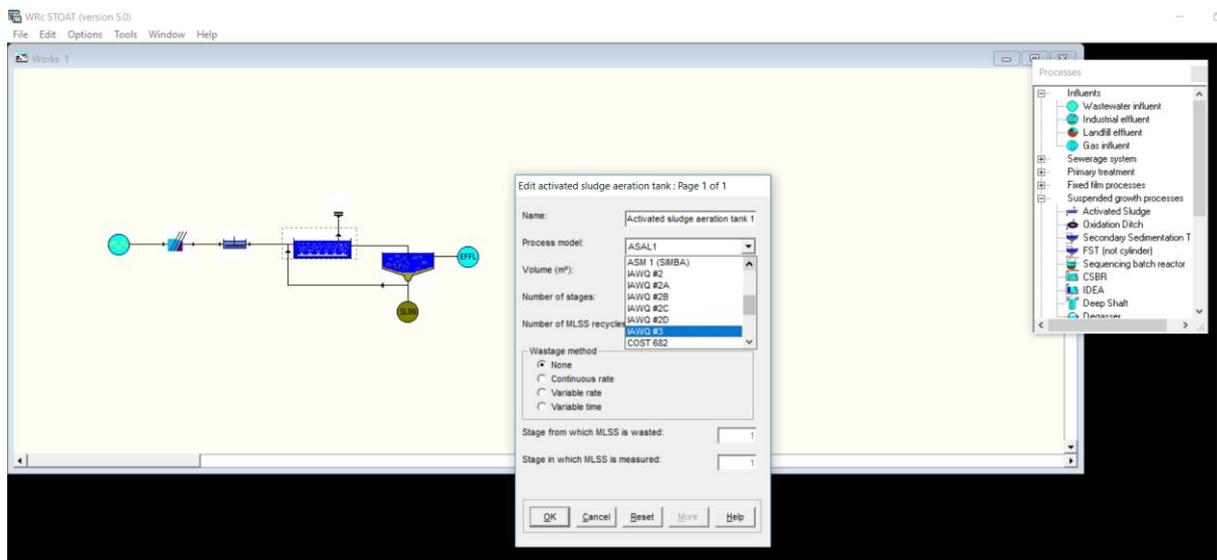
A modelagem foi executada no software *Stoat 5.0* para simular a operação do sistema de lodo ativado de estudo. O *Stoat* é uma ferramenta de modelagem computacional projetada para simular dinamicamente o desempenho de tratamento de águas residuais.

O software consiste em um ambiente de simulação específico e possui distribuição gratuita. As principais razões para esta escolha foram a disponibilidade gratuita e a facilidade

de aplicação de leiautes tecnológicos básicos de unidades de tratamento biológico e também por possuir os modelos de interesse incorporados no programa.

Com uma interface simples o usuário é capaz de construir um sistema de tratamento, definindo seus processos, a maneira como estão interligados e suas características, assim como o modelo matemático que será utilizado para simulação, como ilustrado na Figura 4-4.

Figura 4-4- Área de trabalho do software STOAT 5.0



Fonte: Autora (2019).

Destaca-se que desde seu lançamento, o sistema é continuamente melhorado com adição de processos e otimização de rotinas automáticas.

4.3 Etapas do projeto de modelagem

Nos itens a seguir são descritas as etapas do projeto de modelagem executadas para a simulação da ETE de estudo. O procedimento utilizado baseou-se nas recomendações de Rieger *et al.* (2013).

4.3.1 Definição do projeto

Para simular o tratamento da ETE os modelos ASM1 e ASM3 foram selecionados. Isso porque possuem incorporadas as reações biológicas que ocorrem no sistema de tratamento selecionado, satisfazendo os objetivos deste trabalho. Como o modelo foi calibrado com dados médios de monitoramento padrão, essa etapa foi executada em estado estacionário. Os

parâmetros DQO, DBO₅, amônia e SST foram utilizados como variáveis-alvo. Os critérios de parada definidos para cada variável-alvo são apresentados no

Quadro 4-1- Variáveis-alvo e critérios de parada utilizados na calibração e validação

Variável-alvo	Intervalo de erro aceitável
DBO ₅ *	10 %
DQO	10 %
Amônia	1 mg/L
SST	5 mg/L

*O *Stoat* não gera diretamente o resultado de DBO₅. Os resultados foram fornecidos como DQO biodegradável (DQOb) e convertidos para valores de DBO₅ utilizando a relação DQOb/DBO igual a 1,64, definida por Metcalf & Eddy *et al.* (2016).

Segundo o manual do usuário do *Stoat* (Wrc STOAT, 1999), se a ETE compreender a múltiplas linhas paralelas de fluxos iguais, apenas uma linha deve ser modelada. Com base nessa recomendação, optou-se por modelar apenas uma linha do fluxo do tratamento do esgoto. Assume-se que a vazão de entrada é distribuída uniformemente entre todos os tanques da ETE. A simulação da linha de tratamento do lodo não foi considerada no projeto de modelagem por não haver dados disponíveis para calibração.

Para testar a aplicabilidade dos modelos calibrados, foram definidos cenários para simular a qualidade do efluente em resposta a variações das condições de operação e temperatura. O detalhamento dos cenários estudados é apresentado no item 4.3.5.

4.3.2 Coleta e ajuste dos dados

O estudo iniciou com a compreensão da planta, o que inclui familiarização com os processos do tratamento com base em documentos disponíveis, visitas técnicas e comunicação com os técnicos responsáveis pela operação da ETE. Foram coletados os dados existentes de monitoramento padrão, das amostras afluente e efluente, e dados do controle operacional, como esquemas de bombeamento e de descarte do lodo.

Um conjunto de dados correspondente ao período de 7 (sete) anos de monitoramento dos parâmetros de entrada do esgoto bruto e de saída do efluente tratado foram repassados pelo departamento responsável pela ETE de estudo. A frequência da mostragem e os parâmetros monitorados, de interesse para este estudo, são apresentados na Tabela 4-1.

Tabela 4-1- Frequência de amostragem de monitoramento padrão

PARÂMETRO	FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM
DBO ₅	Semanal
DQO	Mensal
Nitrogênio orgânico total	Mensal
Nitrogênio amoniacal	Mensal
Sólidos suspensos totais	Semanal
Temperatura	Semanal
pH	Semanal
Vazão	Mensal

Os dados coletados tiveram sua consistência e qualidade analisadas e ajustadas antes do início da simulação, com a finalidade de criar um conjunto de dados confiáveis para o projeto. Os critérios para a detecção de valores inconsistentes foram:

Verificações de plausibilidade: Foram descartadas as análises onde $DQO_{tot} < DBO_5$. Também foram descartados os dados de parâmetros quando o valor efluente era maior que o afluente (Eficiência < 0).

Deteção de outliers: Foi empregada a técnica proposta por Naghettini e Pinto (2007) para a identificação de outliers, a qual consiste em definir a amplitude interquartis (AIQ), dada pela diferença entre Q75 e Q25, respectivamente, terceiro e primeiro quartis. Foi considerado como valor extremo superior todo valor maior que $Q75 + 1,5AIQ$ e como inferior todo valor menor que $Q25 - 1,5AIQ$.

Como o próprio nome indica, um ponto atípico afasta-se de modo singular e dramático da tendência geral de variação dos outros elementos da amostra, e não representa o estado estático da ETE. Após a detecção e supressão dos valores inconsistentes, os dados foram divididos em dois grupos, sendo um para calibração e outro para validação dos modelos. Os dados utilizados para calibração correspondem ao período entre 2006 e 2010 e para validação entre 2011 e 2012.

Para cada conjunto de dados, foram calculadas as estatísticas descritivas para obter informações mais detalhadas sobre a carga típica (média) da planta e sua variabilidade. As estatísticas descritivas utilizadas para cada parâmetro analisado foram: mínimo, máximo, média e desvio padrão. Esses dados foram elaborados e calculados, assumindo que essa média representa o estado estacionário de operação da ETE.

4.3.3 Estruturação dos modelos

1. Definição do leiaute da planta

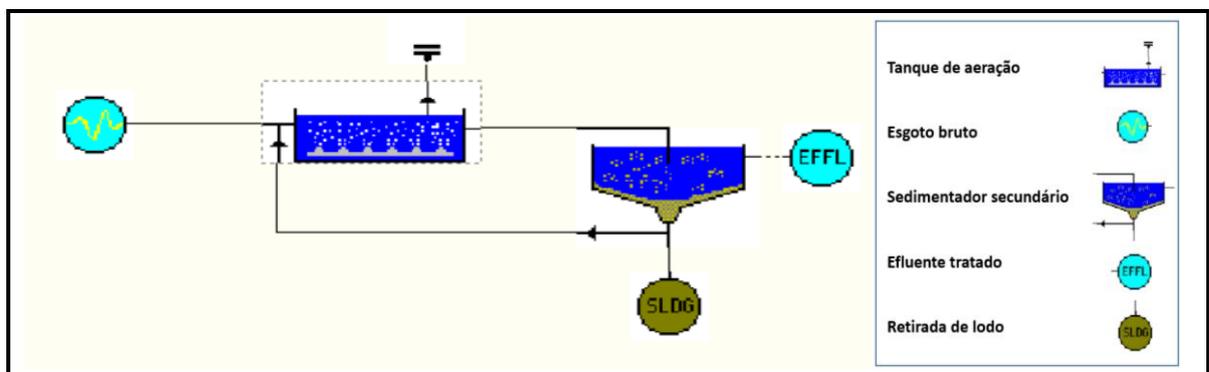
Foi estabelecido que somente as unidades do tanque de aeração e sedimentador secundário seriam modelados. Optou-se por não incluir a linha de tratamento do lodo e as etapas de tratamento primário, constituída por gradeamento e caixa de areia, uma vez que os dados relevantes para a calibração dos modelos não estão disponíveis.

2. Estruturação dos submodelos

a) *Leiaute modelado*

Nesta etapa foi estruturado o sistema de lodo ativado no ambiente de simulação. Na Figura 4-5 está representado o tanque de aeração, sedimentador secundário e respectivos fluxos do tratamento modelado.

Figura 4-5- Leiaute modelado



Fonte: Autora (2019).

O tanque de sedimentação secundário é baseado no formato circular. O software não disponibiliza a opção de tanque retangular para esta unidade do tratamento. Contudo, optou-se por utilizar o sedimentador secundário disponível no *Stoat* e ajustar prioritariamente o sedimentador secundário na etapa de calibração.

b) *Seleção dos modelos matemáticos*

O software *Stoat* possui 26 opções de modelos matemáticos que podem ser utilizados para simular o funcionamento do tanque de aeração, e 16 opções para modelar o sedimentador

secundário. Neste trabalho optou-se por utilizar os modelos ASM1 e ASM3 da IWA. Para modelar o sedimentador secundário o modelo *Version 3* foi selecionado, conforme recomendações do manual de uso do *Stoat* (Wrc STOAT, 1999).

A aplicação do ASM requer o fracionamento do esgoto bruto de acordo com a estrutura de dados de entrada do modelo. Como os dados disponíveis para este estudo não incluíram as informações sobre as frações de DQO, Nitrogênio e SST, foi necessário estimar as variáveis de entrada com base em valores apresentados na bibliografia. As razões de fracionamento para o parâmetro DQO, Nitrogênio e SST são apresentados Tabela 4-2.

Tabela 4-2- Relações para fracionar a DQO do esgoto doméstico

Parâmetro	Relação
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	$SSV = 0,7 \cdot SST$
Sólidos suspensos não-voláteis (SSNV)	$SSNV = 0,3 \cdot SST$
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = 0,46 \cdot DQOt$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = 1,6 \cdot DBO_5$
DQO solúvel do efluente tratado (DQOse)	$DQOse = 0,075 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	$DQOnbs = DQOse$
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	$DQObs = DQOs - DQOse$
DQO biodegradável particulada (DQObp)	$DQObp = DQOb - DQObs$
DQO não-biodegradável s (DQOnb)	$DQOnb = DQOt - DQOb$
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	$DQOnbp = DQOnb - DQOnbs$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = DQObp - DQOnbp$
Sólidos suspensos voláteis não-biodegradáveis (SSVnb)	$SSVnb = (1 - DQObp / DQOp) \cdot SSV$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável (NOnb)	$NOnb = 0,06 \cdot SSVnb$
Nitrogênio kjeldahl total (NTK)	$NTK = NH_4 + NOt$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	$NOnbs = < 0,03 \cdot NTK$
Nitrogênio orgânico biodegradável (NOb)	$NOb = NOt - NOnb$
Nitrogênio orgânico biodegradável particulado (NObp)	$NObp = 0,67 \cdot NOb$
Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel (NObs)	$NObs = 0,33 \cdot NOb$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	$NOnbp = NOnb - NOnbs$

Fonte: Metcalf & Eddy *et al.* (2016); Vanhooren e Nguyen (1996); Rossle e Pretorius (2001)

c) *Configuração do modelo*

Foram inseridas as dimensões do tanque de aeração e sedimentador secundário no *Stoat*. Em relação a profundidade de alimentação do sedimentador secundário, os desenvolvedores do *Stoat* sugerem que em caso de ausência de dados o valor a ser utilizado deve ser 50% da profundidade total. Portanto foi adotado como profundidade de alimentação a metade da altura total do tanque. Na Tabela 4-3 estão listadas as dimensões das estruturas da ETE correspondentes a uma única linha do tratamento. Esses foram os valores inseridos como dados de entrada no software para configurar a planta.

Tabela 4-3- Dimensões das estruturas da ETE

Estrutura	Dimensão	Valor
Tanque de aeração	Volume total	2.025 m ³
Sedimentador secundário	Área superficial	720 m ²
	Profundidade	3,5 m
	Profundidade de alimentação	1,75 m

Fonte: Autora (2019).

Com a configuração estrutural da planta definida, foram inseridos os parâmetros operacionais do tanque de sedimentação. A Figura 4-6 apresenta os dados operacionais inseridos no *Stoat*.

Figura 4-6- Definição dos dados de operação do sedimentador secundário

Operation data

		Initial
1	Change at time (h):	0.00
2	RAS flow (m ³ /h):	0.00
3	RAS ratio:	2.00
4	Sludge wastage flow (m ³ /h):	1.75
5	Wastage pump run time (h):	24.00
6	Wastage cycle time (h):	24.00
7	MLSS set-point (mg/l):	0.00

Fonte: Autora (2019).

Nesse estudo a vazão de descarte do lodo modelada foi baseada na vazão real, de uma linha de tratamento, porém com operação constante. Sendo assim, em relação ao descarte do

lodo (*sludge wastage flow*) considerou-se uma vazão de 1,75 m³/h. O tempo de bombeamento de descarte (*wastage pump run time*) por 24 h e o período entre os eventos de descarte (*wastage cycle time*) também 24 h. Isso significa que em intervalos diários, o lodo é descartado por 24 horas a uma taxa de 1,75 m³/h. A razão de RLA (*RAS ratio*) foi definida em 2:1.

Segundo recomendações do manual do usuário do *Stoat*, sugere-se que na falta de dados para definir as condições iniciais do tanque de aeração e sedimentador secundário, os valores padrão inseridos no software devem permanecer inalterados. Isso permite que a *Stoat* calcule os valores de saída com base nos parâmetros de entrada do esgoto bruto. Como padrão, pode-se definir as concentrações dos parâmetros do esgoto bruto e ignorar as primeiras horas das previsões de simulação enquanto as condições corretas de operação do tanque são estabelecidas. A primeira simulação deve ser definida por 20 a 40 d e deve ser tratada principalmente como uma simulação de avistamento para avaliar um conjunto razoável de valores para as condições iniciais- simulação inicial.

Após, inicia-se uma execução a partir da execução anterior, assim, as condições iniciais corretas serão obtidas da execução anterior- simulação final. Sempre que se inicia uma simulação a partir de uma simulação antiga, as condições iniciais serão definidas com os valores da solução anterior e não será necessário alterá-las (Wrc STOAT, 1999).

Com base nessas informações, as condições iniciais do tanque de aeração e do sedimentador secundário permaneceram inalteradas. A simulação inicial foi definido para um período correspondente a 60 d de operação, para garantir o a simulação do funcionamento da ETE em estado estacionário. A simulação final, que teve como ponto de partida os resultados obtidos na simulação inicial, foi definida para corresponder ao funcionamento da ETE por um período de 10 d.

d) Conexões entre os submodelos

Esta etapa foi realizada automaticamente pelo software.

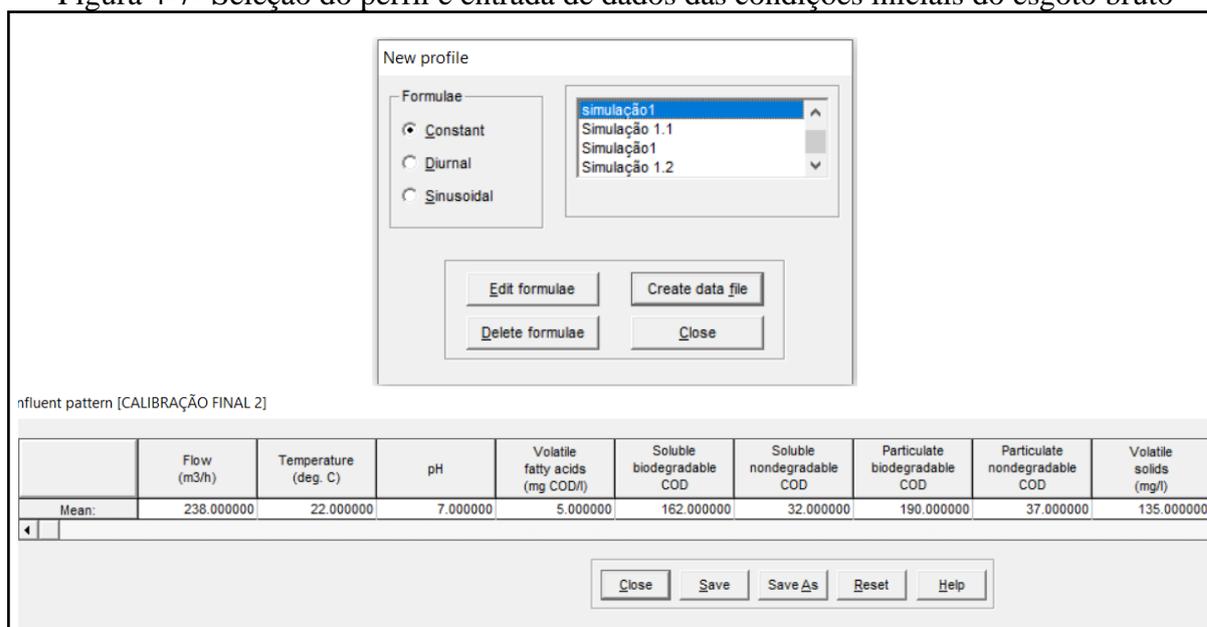
e) Entrada de dados

Nesta etapa o perfil do esgoto afluente foi gerado. Na opção “*Generate profile*” o perfil “*Advanced*” foi selecionado, conforme especificações dos desenvolvedores do *Stoat*. É possível definir três tipos de padrões de vazão afluente no *Stoat*: constante, diurna ou sinusoidal. Neste estudo a opção constante foi selecionada para representar o estado estacionário do tratamento. Selecionado o padrão constante da vazão de entrada do esgoto bruto, os parâmetros de entrada

ajustados aos modelos foram inseridos no software. A opção “*Edit formulae*” foi selecionada e os dados disponíveis da ETE foram inseridos nos respectivos campos específicos. Os demais campos permaneceram com o dados padrão previamente inseridos no *Stoat*.

Na Figura 4-7 são apresentadas as janelas de seleção do perfil de vazão de entrada do esgoto bruto e entrada dos dados ajustados do esgoto bruto no *Stoat*.

Figura 4-7- Seleção do perfil e entrada de dados das condições iniciais do esgoto bruto



Fonte: Autora (2019).

Foram inseridos os valores médios ajustados dos parâmetros de monitoramento padrão, como dados de entrada nos modelos ASM1 e ASM3. Os dados de entrada inseridos nas etapas de calibração e validação são apresentados na Tabela 5-2. A vazão afluyente já considera a vazão do sobrenadante resultante do tratamento do lodo, pois o ponto de monitoramento da vazão de entrada do esgoto bruto, na ETE de estudo, ocorre a jusante do ponto de entrada da vazão do sobrenadante.

3. Verificações do modelo

A verificação foi feita através de teste funcional, que consistiu em algumas simulações iniciais para garantir que o modelo da planta tenha sido estruturado corretamente no ambiente de simulação, sem mensagens de erro, se possuía todas as unidades significativas de processo e fornecia resultados de saída coerentes - *outputs* - ainda que não calibrado.

4.3.4 Calibração estática e validação

Com o modelo estruturado e funcionando corretamente, deu-se início ao processo de calibração. A execução inicial foi realizada utilizando o conjunto de dados de calibração (Tabela 5-2) como entrada nos modelos, representando a vazão e características do esgoto bruto. Nessa etapa, os parâmetros estequiométricos e cinéticos padrão implantados no simulador *Stoat* foram mantidos inalterados.

Os parâmetros padrão – *default* – para calibração do modelo do tanque de aeração ASM1 no *Stoat* são apresentados na Figura 4-8.

Figura 4-8- Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1

Sewage calibration data : Page 1 of 3

Heterotroph growth rate @ 15°C (1/h):	0.1768
Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.0693
Autotroph growth rate @ 15°C (1/h):	0.0207
Autotroph temperature coefficient (1/°C):	0.1006
Heterotroph death rate @ 15°C (1/h):	0.0147
Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.1131
Autotroph death rate @ 15°C (1/h):	0.0036
Autotroph temperature coefficient (1/°C):	0.1099
Ammonification rate @ 15°C (1/h):	0.0024

Sewage calibration data : Page 2 of 3

Ammonification temperature coefficient (1/°C):	0.0693
Hydrolysis rate @ 15°C (1/h):	0.0722
Hydrolysis temperature coefficient (1/°C):	0.1099
COD half-saturation coefficient (mg COD/l):	20
O2 half-saturation coefficient (heterotrophs) (mg O2/l):	0.2
NO3 half-saturation coefficient (mg N/l):	0.5
NH3 half-saturation coefficient (mg N/l):	1
O2 half-saturation coefficient (autotrophs) (mg O2/l):	0.4
Hydrolysis half-saturation coefficient (-):	0.0173

Sewage calibration data : Page 3 of 3

Hydrolysis temperature coefficient (1/°C):	0.1099
Heterotroph yield (mg COD/mg COD):	0.67
Autotroph yield (mg COD/mg N):	0.24
Anoxic growth factor (-):	0.8
Anoxic hydrolysis factor (-):	0.4
Nitrogen content of biomass (g N/g COD):	0.086
Nitrogen content of endogenous biomass (g N/g COD):	0.06
Endogenous fraction of biomass (g COD/g COD):	0.08

Buttons: OK, Cancel, Reset, More, Help

Fonte: Autora (2019).

No total, o modelo ASM1 possui 26 parâmetros cinéticos e estequiométricos passíveis de ajuste para que as variáveis-alvo atinjam os critérios de parada.

Os parâmetros padrão – *default* - do modelo do tanque de aeração ASM3, no software são apresentados na Figura 4-9.

Figura 4-9- Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM3

Sewage calibration data : Page 1 of 6	Sewage calibration data : Page 2 of 6	Sewage calibration data : Page 3 of 6
Heterotroph growth rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0589"/>	Heterotroph temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0693"/>	COD half-saturation coefficient (mg COD/l): <input type="text" value="2"/>
Heterotroph temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0693"/>	Aerobic respiration rate on stored COD @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0059"/>	O2 half-saturation coefficient (heterotrophs) (mg O2/l): <input type="text" value="0.2"/>
Autotroph growth rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0246"/>	Aerobic temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0693"/>	NO3 half-saturation coefficient (mg N/l): <input type="text" value="0.5"/>
Autotroph temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.105"/>	Anoxic respiration rate on stored COD @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0029"/>	NH3 half-saturation coefficient (mg N/l): <input type="text" value="0.01"/>
COD storage rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.1473"/>	Anoxic temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0693"/>	Alkalinity half-saturation coefficient (mmol/l): <input type="text" value="0.1"/>
COD storage temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0693"/>	Autotroph aerobic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0036"/>	Saturation constant for stored COD (g COD/g COD): <input type="text" value="1"/>
Heterotroph aerobic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0059"/>	Autotroph temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.1099"/>	O2 half-saturation coefficient (autotrophs) (mg O2/l): <input type="text" value="0.5"/>
Heterotroph temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0693"/>	Autotroph anoxic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0013"/>	NH3 half-saturation coefficient, autotrophs (mg N/l): <input type="text" value="1"/>
Heterotroph anoxic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.0029"/>	Autotroph temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0916"/>	Alkalinity half-saturation coefficient, autotrophs (mmol/l): <input type="text" value="0.5"/>
<input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/> <input type="button" value="Reset"/> <input type="button" value="More"/> <input type="button" value="Help"/>	<input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/> <input type="button" value="Reset"/> <input type="button" value="More"/> <input type="button" value="Help"/>	<input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/> <input type="button" value="Reset"/> <input type="button" value="More"/> <input type="button" value="Help"/>
Sewage calibration data : Page 4 of 6	Sewage calibration data : Page 5 of 6	Sewage calibration data : Page 6 of 6
Hydrolysis rate @ 15°C (1/h): <input type="text" value="0.1021"/>	Nitrogen content of nonbiodegradable soluble COD (gN/g COD): <input type="text" value="0.01"/>	Production of inert COD during hydrolysis (g COD/g COD): <input type="text" value="0"/>
Hydrolysis temperature coefficient (1/°C): <input type="text" value="0.0405"/>	Nitrogen content of biodegradable soluble COD (gN/g COD): <input type="text" value="0.03"/>	
Hydrolysis half-saturation coefficient (-): <input type="text" value="1"/>	Nitrogen content of nonbiodegradable particulate COD (gN/g COD): <input type="text" value="0.02"/>	
Aerobic heterotroph yield (mg COD/mg COD): <input type="text" value="0.63"/>	Nitrogen content of biodegradable particulate COD (gN/g COD): <input type="text" value="0.04"/>	
Anoxic heterotroph yield (mg COD/mg COD): <input type="text" value="0.54"/>	Nitrogen content of biomass (g N/g COD): <input type="text" value="0.07"/>	
Aerobic yield of stored COD (mg COD/mg COD): <input type="text" value="0.85"/>	Volatile solids:nonbiodegradable particulate COD ratio: <input type="text" value="0.75"/>	
Anoxic yield of stored COD (mg COD/mg COD): <input type="text" value="0.8"/>	Volatile solids:biodegradable particulate COD ratio: <input type="text" value="0.75"/>	
Autotroph yield (mg COD/mg N): <input type="text" value="0.24"/>	Total suspended solids:biomass COD ratio: <input type="text" value="0.9"/>	
Anoxic growth factor (-): <input type="text" value="0.6"/>	Nonbiodegradable COD associated with biomass (g COD/g COD): <input type="text" value="0.2"/>	
<input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/> <input type="button" value="Reset"/> <input type="button" value="More"/> <input type="button" value="Help"/>	<input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/> <input type="button" value="Reset"/> <input type="button" value="More"/> <input type="button" value="Help"/>	<input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/> <input type="button" value="Reset"/> <input type="button" value="More"/> <input type="button" value="Help"/>

Fonte: Autora (2019).

O modelo ASM3 possui 46 parâmetros cinéticos e estequiométricos para ajuste do modelo.

Os parâmetros padrão – *default* - do modelo do decantador secundário *Version3* no software são apresentados na Figura 4-10.

Figura 4-10- Parâmetros de calibração do decantador secundário

Sewage calibration data : Page 1 of 1

Correlation

No correlation

WRC correlation

Extended aeration correlation

BNR correlation

SSVI @ 3.5 g/l:	100
Vesilind velocity (m/h):	9.15
Maximum velocity (m/h):	8
Hindered settling parameter (Vmg):	0.00058
Discrete parameter (Vmg):	0.029
Onset of flocculation (mg/l):	350
Non-settleable fraction:	0.001

OK Cancel Reset More Help

Fonte: Autora (2019).

O modelo *Version3* possui 6 parâmetros habilitados para ajuste do modelo pelo usuário. A opção “SSVI @ 3.5 g/L” não é habilitada neste modelo.

Conforme as etapas de calibração sugeridas por Rieger *et al.* (2013), essa pode ser realizada por meio de análise de sensibilidade dos parâmetros, ou do conhecimento do modelador. Uma análise de sensibilidade total do modelo *Stoat* usando um projeto experimental fatorial no qual cada um dos “n” fatores do modelo aparece em dois níveis (valor alto e valor baixo) exigiria um mínimo de 2ⁿ simulações. Para um modelo que contém 10 parâmetros, o número das simulações necessárias para realizar uma análise de sensibilidade total seria 1024. (Wrc STOAT, 1999). O *Stoat* contém muito mais de 10 parâmetros e, portanto, uma análise de sensibilidade total não é viável.

Com isso, o método baseado na experiência do modelador foi aplicado. As execuções iniciais, com os parâmetros de calibração inalterados, foram o ponto de partida de um procedimento iterativo de alteração dos parâmetros específicos para alcançar a calibração.

O ajuste iterativo foi realizado até que as previsões do modelo alcançassem o critério de parada em relação às observações reais. Passo a passo os valores dos parâmetros foram

ajustados com base no conhecimento do processo e referências de trabalhos científicos. As variáveis-alvo e critérios de parada utilizados na calibração estão apresentadas no Quadro 4-1.

No processo de calibração foram adotados os três princípios básicos de calibração descritos por (HENZE *et al.*, 2000): (1) alterar apenas um parâmetro de cada vez; (2) existem parâmetros que nunca devem ser alterados, na medida em que a sua variação é negligenciável em termos de modelação; (3) se o modelo não se revelar sensível à alteração de um determinado parâmetro, este não deve ser alterado.

Para validar a qualidade da calibração dos modelos sob condições de estado estacionário, os modelos ASM1 e ASM3 foram simulados utilizando como entrada os dados de validação (Tabela 5-2). Foi verificado se os valores simulados estavam dentro do intervalo de erro aceitável – critério de parada - para cada variável-alvo. Os critérios de parada utilizados na etapa de validação foram os mesmos da etapa de calibração. Estando o resultado simulado dentro do intervalo de erro aceitável, considerou-se a simulação bem sucedida, porque não houve diferença significativa entre os valores simulados e medidos.

4.3.5 Simulação e interpretação dos resultados

Com o objetivo de verificar a coerência da calibração dos modelos ASM1 e ASM3, cenários foram simulados para analisar a resposta da qualidade do efluente sob influência da variação da razão de retorno do lodo, taxa de descarte do lodo e temperatura. Para isso, foram utilizados como parâmetros de entrada o conjunto de dados para calibração (Tabela 5-2).

A razão de retorno do lodo, a taxa de descarte do lodo, e a temperatura, foram alteradas tendo como cenário base o modelo estruturado com as configurações reais da ETE de estudo, definidas no item 4.3.3. Foram realizadas simulações com valores maiores e menores, em relação aos valores dos parâmetros inseridos no cenário base. Com isso, buscou-se avaliar se os resultados gerados pelo *Stoat* são realistas e se seguem o comportamento esperado, apresentado em trabalhos de referência.

No Quadro 4-2 são apresentadas as variações dos parâmetros estabelecidas em cada cenário, em relação ao cenário base.

Quadro 4-2- Variações dos parâmetros operacionais e de temperatura nos cenários analisados

Variação dos parâmetros	Temperatura(°C)	Descarte do lodo (m³/h)	Razão de retorno do lodo
Valores analisados em cada cenário em relação ao cenário base	5	0,5	0,25
	10	1	0,75
	15	1,75 (base)	1
	22 (base)	3	1,5
	30	5	2 (base)
	-	-	4

Fonte: Autora (2019).

A coerência das simulações foi analisada comparando os resultados simulados com dados apresentados na bibliografia.

5 RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos em consonância com os objetivos e métodos propostos.

5.1 Ajuste dos dados

O ajuste dos dados de monitoramento padrão da qualidade do esgoto, afluente e efluente da ETE, foi realizado com base nos critérios definidos no item 4.3.2. As quantidades de amostras foram sistematizadas em: total de amostras repassadas pela companhia de saneamento (inicial), total de amostras descartadas por inconsistência, e total de amostras (final), que representam a quantidade de dados verificados utilizados na calibração e validação dos modelos.

O resultado da etapa de verificação das amostras utilizadas para calibração dos modelos ASM1 e ASM3 é apresentada no Quadro 5-1.

Quadro 5-1- Resultado da verificação dos dados de entrada no processo de calibração

Calibração (2006-2010)	Parâmetros	Total de amostras- INICIAL	Amostras descartadas			Total de amostras- FINAL
			<i>Outlier</i>	Eficiência <0	DQO<DBO ₅	
Afluente	DQO	44	1	0	11	32
	DBO ₅	227	7	2	11	207
	Amônia*	34	5	0	-	29
	N-orgânico*	33	4	1	-	28
	SST**	6	1	0	-	5
	Temperatura	116	1	-	-	115
	pH	130	2	-	-	128
Efluente	DQO	44	2	0	11	31
	DBO ₅	227	20	2	11	194
	Amônia*	34	1	0	-	33
	N-orgânico*	33	1	1	-	31
	SST**	6	0	0	-	6
	Temperatura	116	1	-	-	115
	pH	130	1	-	-	129
	Volume tratado	36	0	-	-	36

*Dados disponíveis a partir de janeiro de 2008.

**Dados disponíveis a partir de novembro de 2010.

O resultado da verificação das amostras utilizadas para validação dos modelos ASM1 e ASM3 é apresentada no Quadro 5-2.

Quadro 5-2- Resultado da verificação dos dados de entrada no processo de validação

Validação (2011-2012)	Parâmetros	Total de amostras- inicial	Amostras descartadas			Total de amostras- final
			<i>Outlier</i>	Eficiência <0	DQO<DBO ₅	
Afluente	DQO	20	2	0	4	14
	DBO ₅	71	0	0	4	67
	Amônia	17	0	0	-	17
	N-orgânico	15	0	0	-	15
	SST	70	5	2	-	63
	Temperatura	73	0	-	-	73
	pH	70	1	-	-	69
Efluente	DQO	20	0	6	4	16
	DBO ₅	71	2	0	4	65
	Amônia	17	1	0	-	16
	N-orgânico	15	0	0	-	15
	SST	70	4	2	-	64
	Temperatura	73	0	-	-	73
	pH	70	0	-	-	70
	Volume tratado	7	0	-	-	7

Após supressão dos valores inconsistentes, foi feita a análise estatística dos parâmetros medidos. Na Tabela 5-1 são apresentados os valores mínimos, médios, máximos e o desvio padrão dos dados utilizados para a calibração e validação dos modelos. Os valores médios foram considerados como a representação do estado estacionário da ETE, sendo desta forma, os valores utilizados nas simulações.

Tabela 5-1- Resultado da análise estatística dos dados de entrada nos processos de calibração e validação dos modelos ASM1 e ASM3

Dados		Estatística	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	N-orgânico (mg/L)	SST (mg/L)	Temperatura (°C)	pH	Volume tratado (m³/mês)
Calibração (2006-2010)	Afluente	Média	421	220	34	16	193	22	7	-
		Mínimo	181	37	15	7	61	13	7	-
		Máximo	907	460	50	37	402	27	8	-
		Desvio Padrão	204	90	8	8	151	3	0	-
	Efluente	Média	43	17	3	2	15	22	7	685730
		Mínimo	15	0	0	1	0	13	6	526630
		Máximo	100	52	19	4	39	28	8	834199
		Desvio Padrão	23	12	5	1	17	3	0	81791
Eficiência média			90	92	91	88	92	-	-	-
Validação (2011-2012)	Afluente	Média	438	207	31	18	204	23	7	-
		Mínimo	138	27	24	8	34	16	7	-
		Máximo	983	442	38	35	636	29	8	-
		Desvio Padrão	274	91	4	9	150	3	0	-
	Efluente	Média	33	15	4	2	14	23	7	761157
		Mínimo	3	1	0	1	0	16	6	688101
		Máximo	97	48	11	4	50	29	8	879621
		Desvio Padrão	25	13	4	1	12	3	0	59759
Eficiência média			93	93	88	89	93	-	-	-

Para a calibração e validação dos modelos, a concentração dos parâmetros de entrada foi ajustada para atender a estrutura requerida pelos modelos ASM1 e ASM3. Foram utilizadas as relações descritas no item 4.3.3 para o fracionamento das concentrações de DQO, N e SST. Na Tabela 5-2 são apresentados os valores inseridos como condição inicial dos modelos ASM1 e ASM3, nas etapas de calibração e validação.

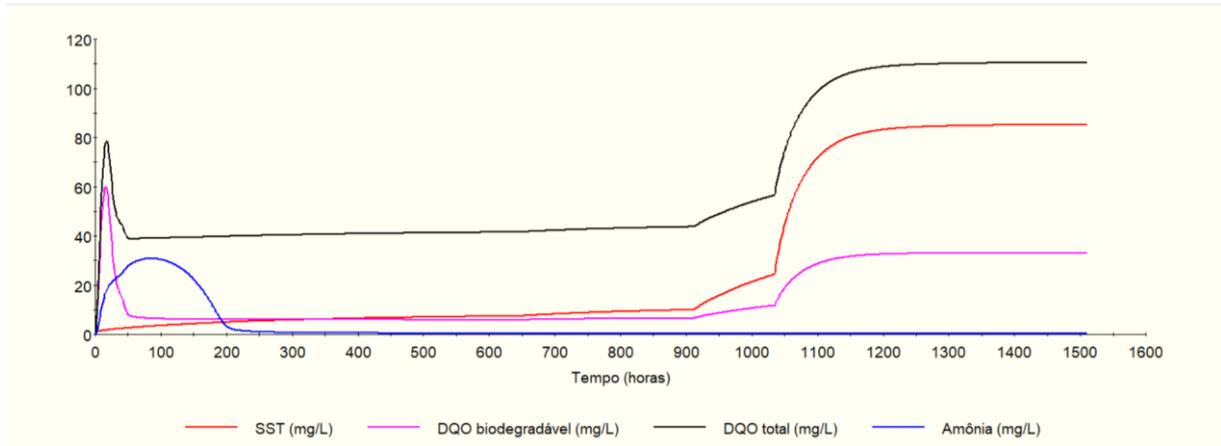
Tabela 5-2- Dados de entrada utilizados para as modelagens

Parâmetro	Unidade	Dados para calibração 2006-2010	Dados para validação 2011-2012
Vazão	m ³ /h	238	264
Temperatura	°C	22	23
pH	-	7	7
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	mg/L	162	169
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	mg/L	32	33
DQO biodegradável particulada (DQObp)	mg/L	190	163
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	mg/L	37	74
Amônia	mg/L	34	31
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	mg/L	5	6
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	mg/L	10	11
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	mg/L	2	1
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	mg/L	0	0
SSNV	mg/L	58	61
SSV	mg/L	135	143

5.2 Simulação inicial

Na Figura 5-1 é apresentado o resultado da simulação inicial utilizando o modelo ASM1 para representar o tanque de aeração, e o modelo *Version 3* para o sedimentador secundário. Foi simulado um período correspondente a dois meses de operação do sistema de lodos ativados, considerado tempo suficiente para o tratamento atingir estabilidade dos dados de saída.

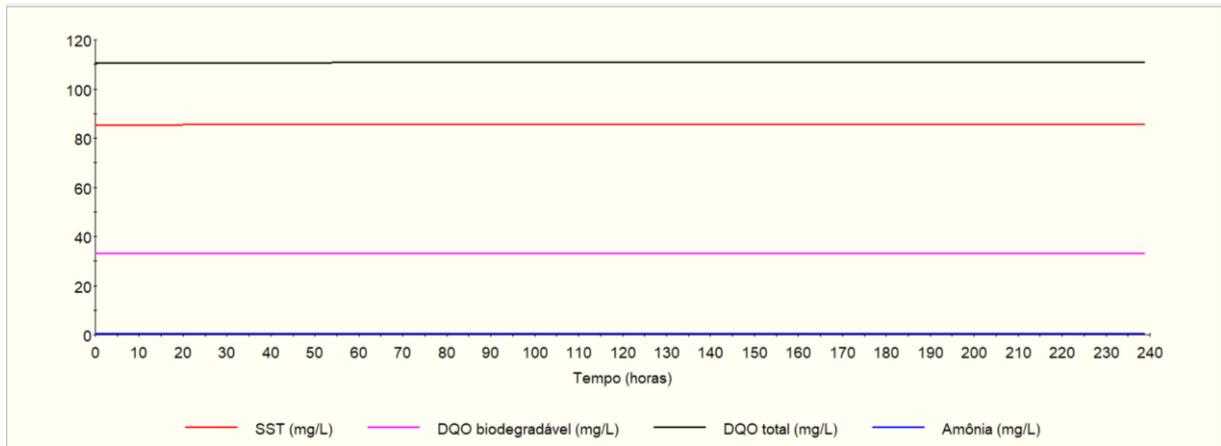
Figura 5-1- ASM1: Simulação inicial com parâmetros padrão do Stoat 5.0



Analisando o comportamento das variáveis simuladas, observa-se que as concentrações de DQOb e DQO atingiram um pico nas primeiras horas de simulação e estabilizaram em aproximadamente 50h. A concentração de amônia estabilizou em aproximadamente 200h. Esse resultado corrobora com o fato de que a velocidade de crescimento dos microrganismos autotróficos, responsáveis pela remoção de amônia, é mais lenta quando comparada a velocidade dos microrganismos heterotróficos, responsáveis pela remoção de matéria orgânica. A concentração de SST não oscila de forma abrupta como os demais parâmetros analisados, e entre 0 e 900h simuladas a concentração aproxima-se do estado estacionário. A partir de 200h as concentrações de DQO, DQOb e SST atingem valores próximos aos dados observados. Porém, com aproximadamente 900h de tratamento simulado ocorre um aumento abrupto desses parâmetros, e logo após o estado estacionário é atingido.

Rieger *et al.* (2013) afirmam que pode levar mais de um mês para uma planta típica atingir o equilíbrio após alterações no sistema simulado. Como o esperado, após as alterações das condições iniciais de entrada no *Stoat*, um mês é aproximadamente o tempo transcorrido entre o momento em que as oscilações iniciais da simulação cessam (200h), e que os resultados dos parâmetros começam a aumentar (900h), até atingirem o estado estacionário. Com a estabilidade do tratamento alcançada, os resultados da simulação inicial serviram como ponto de partida para prever o tratamento pelo período de dez dias subsequentes. Na Figura 5-2 é apresentado o gráfico com o resultado da simulação final do tratamento.

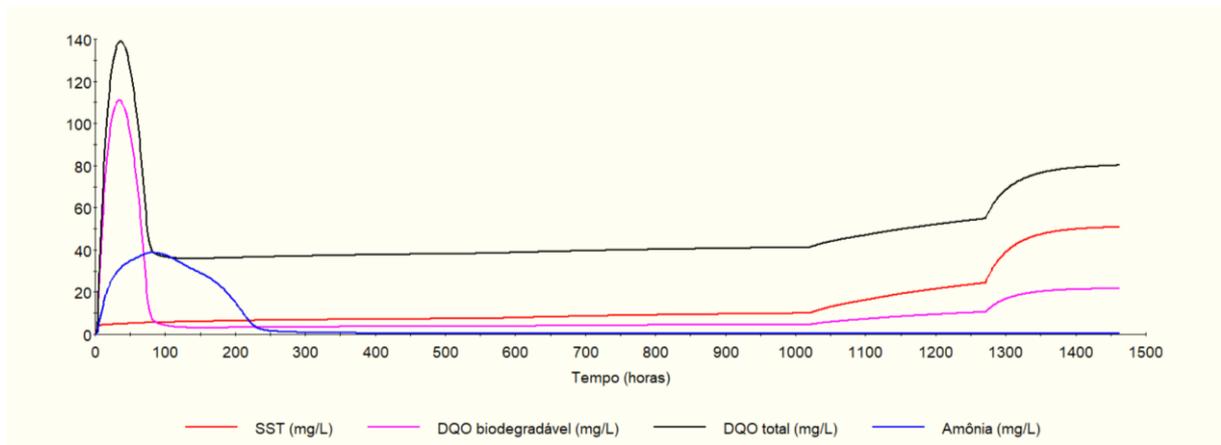
Figura 5-2- **ASM1**: Simulação em estado estacionário com parâmetros padrão do Stoat 5.0



Os resultados simulados de DQO e DQOb, convertido para DBO₅, apresentaram concentrações bastante elevadas quando comparadas com os dados observados. A remoção de amônia foi superestimada em quase 100% enquanto o valor de remoção esperado era de aproximadamente 90%. A remoção de SST foi subestimada.

Na Figura 5-3 é apresentado o resultado da simulação inicial utilizando o modelo ASM3 para o tanque de aeração, e o modelo *Version 3* para o sedimentador secundário. O tratamento foi simulado um período correspondente a dois meses de operação do sistema de lodos ativados, com o objetivo de atingir estabilidade dos dados de saída.

Figura 5-3- **ASM3**: Simulação inicial com parâmetros padrão do Stoat 5.0

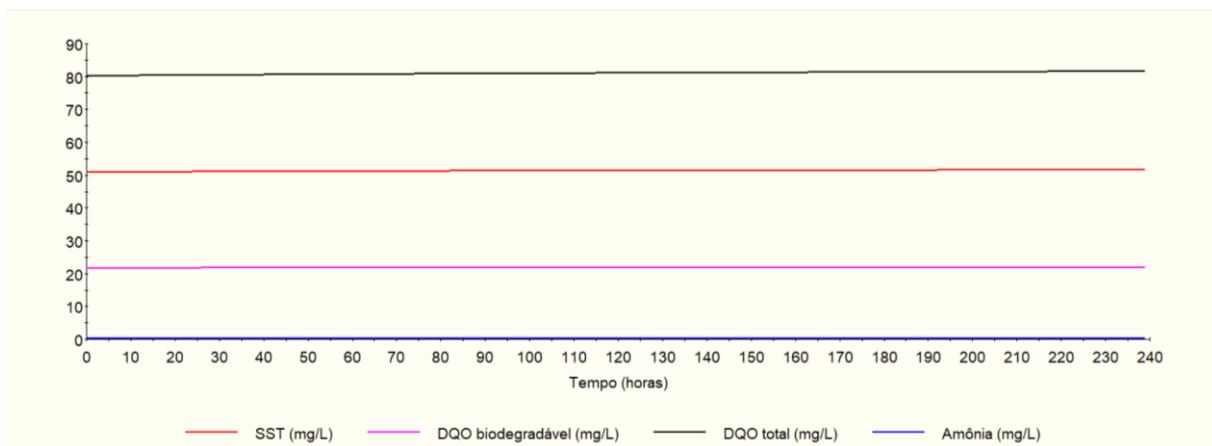


As concentrações de DQOb e DQO atingiram o estado estacionário em aproximadamente 100h de tratamento simulado. A concentração de amônia estabilizou com quase 250h. A concentração de SST não oscilou abruptamente nas primeiras horas e aproximou-

se do estado estacionário até 1000h simuladas. No geral, o modelo ASM3 seguiu o mesmo comportamento do modelo ASM1. Após a oscilação nas primeiras horas de modelagem, os parâmetros tingiram valores próximos aos observados na ETE, porém, com cerca de 1000h as concentrações de DQO, DQOb e SST começaram a aumentar de forma proporcional até atingirem valores bastante elevados, quando comparados aos observados. O tempo transcorrido desde a estabilização das oscilações iniciais previstas da simulação, até o início do aumento dos parâmetros SST, DQO e DQOb é de 750h (~31 d), tempo esperado para mudança no comportamento estacionário após alterações dos parâmetros de simulação (RIEGER *et al.*, 2013).

Os resultados atingiram o estado estacionário com 1400h simuladas. Com a estabilidade do tratamento alcançada, os resultados da simulação inicial serviram como ponto de partida para prever o tratamento pelo período de dez dias subsequentes. Na Figura 5-4 é apresentado o resultado da simulação final do tratamento.

Figura 5-4- **ASM3**: Simulação em estado estacionário com parâmetros padrão do *Stoat* 5.0



Os resultados das concentrações de DQO e SST no ASM3 resultaram em valores bastante elevados em comparação com os resultados esperados. Assim como no modelo ASM1, os resultados da remoção de amônia foram superestimados e de SST subestimados.

Deve-se observar que as simulações iniciais foram executadas em ambos os modelos com iguais configurações e dados de entrada, sendo alterado somente o modelo do tanque de aeração de ASM1 para ASM3. Assim foi possível comparar a diferença das variáveis de saída calculada pelos modelos. Na Tabela 5-3 são apresentados os valores médios das variáveis-alvo em reposta a simulação com os modelos ASM1 e ASM3 originais inseridos no *Stoat*.

Tabela 5-3- Resultados das simulações iniciais com configuração padrão dos modelos

Simulação inicial	DQOb (mg/L)		DBO ₅ * (mg/L)		DQO (mg/L)		SST (mg/L)		Amônia (mg/L)	
	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3
Média	33	22	21	14	111	81	85	51	0.44	0.34

*Valor calculado com base na DQOb.

Os valores médios ao serem comparados, apresentaram concentrações de amônia no efluente tratado similares em ambos os modelos. As concentrações de SST, DQO e DQOb foram significativamente menores nos resultados simulados com o modelo ASM3. Sugere-se que o modelo de armazenamento do substrato utilizado no ASM3, em seu formato padrão, apresenta maior eficiência de tratamento em relação ao modelo ASM1.

As simulações realizadas utilizando os modelos ASM1 e ASM3 com valores de calibração padrão revelaram discrepâncias entre os valores observados e simulados dos parâmetros de saída DQO, SST e amônia. Isso indicou a necessidade de calibração dos modelos.

5.3 Calibração e validação

Calibração

Após a execução de inúmeras simulações para o ajuste preciso dos parâmetros de saída dos modelos aos critérios definidos no 4.3.4, chegou-se a um conjunto de valores para os parâmetros de interesse que melhor satisfizeram os objetivos da modelagem. O passo a passo do processo de calibração é descrito a seguir.

O primeiro modelo calibrado foi o ASM1. Como o sedimentador secundário era o ponto crítico da modelagem, a calibração foi iniciada por essa unidade do tratamento. Com o intuito de aumentar a eficiência de remoção de DQO e SST, o índice volumétrico do lodo foi alterado. O parâmetro IVL (L/mg) padrão utilizado no modelo de sedimentação utilizado é 0,00058 L/mg. Segundo von Sperling & Fróes (1998) o valor considerado ótimo para o IVL é entre 0 a 0,00050 (L/mg). O valor então foi ajustado para 0.00036, valor também utilizado por Pistorello (2018).

A alteração deste parâmetro levou a uma redução de 61% da DQO%, 83% de DQOb e 88% de SST, quando comparados aos valores obtidos com os parâmetros de calibração padrão do modelo. O valor de amônia permaneceu praticamente inalterado. Com apenas essa alteração, o parâmetro DQO atingiu o critério de parada de calibração.

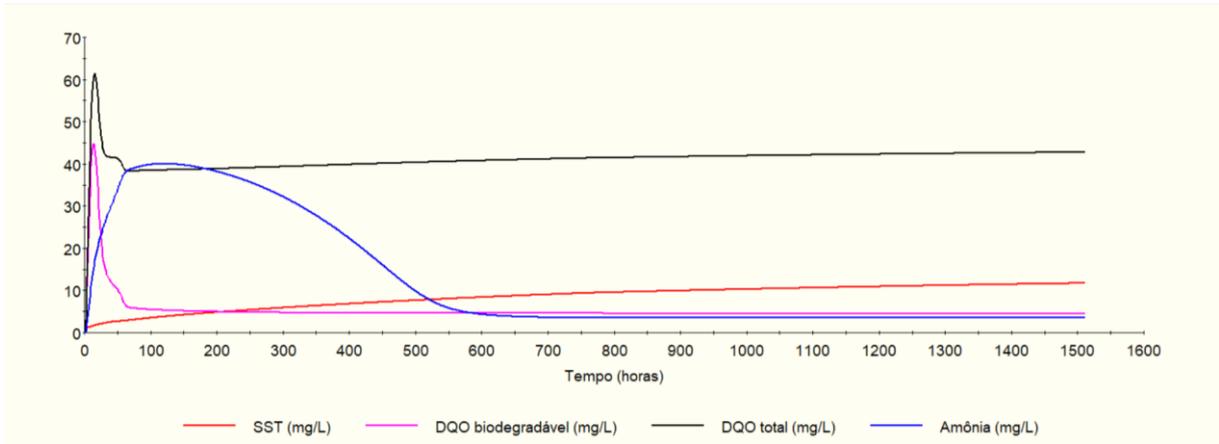
Levy (2007) realizou uma análise de sensibilidade no ASM1 e verificou que o parâmetro que apresenta efeito mais significativo sobre a concentração de amônia é μ_A , seguido por b_A e K_{NH} . Esse comportamento está associado às grandes taxas de remoção de amônia resultantes do crescimento microbiano. Segundo Petersen *et al.* (2000), os parâmetros mais relevantes para ajustar no estado estacionário são Y_H (Coeficiente de crescimento heterotrófico), f_p (Fração inerte particulada da biomassa), b_H (Coeficiente de decaimento heterotrófico), e X_I , afluentes (Matéria orgânica suspensa inerte). Portanto, para a calibração do nitrogênio amoniacal alterou-se o valor de b_a - taxa de decaimento autotrófico por dia. Segundo Levy (2007) o aumento da taxa de decaimento dos microrganismos autotróficos (b_a) causa um aumento na concentração de amônia no efluente, pois compromete o crescimento celular e repõe nutrientes no sistema. A faixa de referência para este parâmetro é entre 0,005-0,15 d^{-1} (Metcalf & Eddy *et al.*, 2016). O valor padrão inserido no *Stoat* é 0,0036 h^{-1} (0,0864 d^{-1}). O definido na calibração foi 0,012 h^{-1} (0,28 d^{-1}), um pouco acima das faixas usuais apresentadas na bibliografia. Apesar disto, optou-se por utilizar o valor resultante da calibração visto que somente este valor resultou na eficiência esperada para o sistema de lodos ativados deste estudo. O aumento de b_a além de aumentar a concentração de amônia no efluente, também resultou em um pequeno aumento nas concentrações de SST, DQOb e DQO.

Para o ajuste da DQO o valor do rendimento de crescimento de microrganismos heterotróficos (Y_H) foi alterado de 0,67 para 0,45 com o objetivo de reduzir a DQO efluente, para atender o critério de parada. O valor escolhido atende faixa para este parâmetro, de 0,3-0,5, apresentada na bibliografia (Metcalf & Eddy *et al.*, 2016). A redução de Y_H além também reduziu os valores de DQOb e SST.

A fração não sedimentável de sólidos (*non-settleable fraction*) do sedimentador secundário foi alterado de 0,001 para 0,0014 para aumentar a concentração de SST no efluente. Foi obedecida a recomendação do manual do *Stoat* que define que a fração não sedimentável deve ter um valor na faixa de 0 até 2×10^{-3} (Wrc STOAT, 1999).

Feitas essas alterações, é apresentado na Figura 5-5 o resultado da simulação utilizando o modelo ASM1 para o tanque de aeração, e o modelo *Version 3* para o sedimentador secundário, calibrados. O tratamento foi simulado inicialmente um período correspondente a dois meses de operação do sistema de lodos ativados, considerado tempo suficiente para atingir estabilidade dos dados de saída.

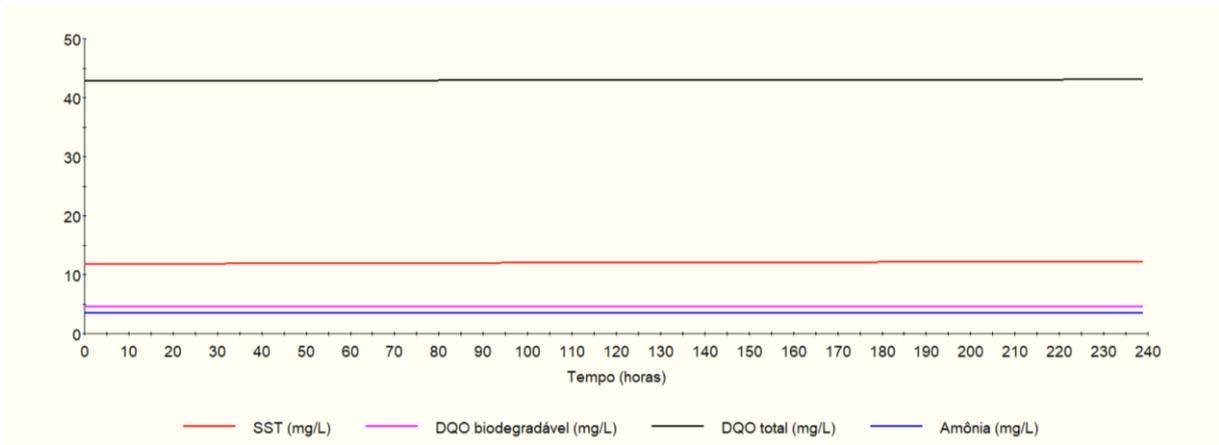
Figura 5-5- ASM1: Simulação inicial com parâmetros calibrados



Nota-se que as concentrações de DQOb, DQO e SST levam aproximadamente 50h (~2 dias) para estabilizarem, e a concentração de amônia leva aproximadamente 600h (25 dias), representando a menor taxa de crescimento dos microrganismos autotróficos.

Com a estabilidade do tratamento alcançada os resultados da simulação inicial serviram como ponto de partida para prever o tratamento pelo período de dez dias subsequentes. Na Figura 5-6 é apresentado o gráfico com o resultado da simulação final do tratamento.

Figura 5-6- ASM1: Simulação em estado estacionário com parâmetros calibrados



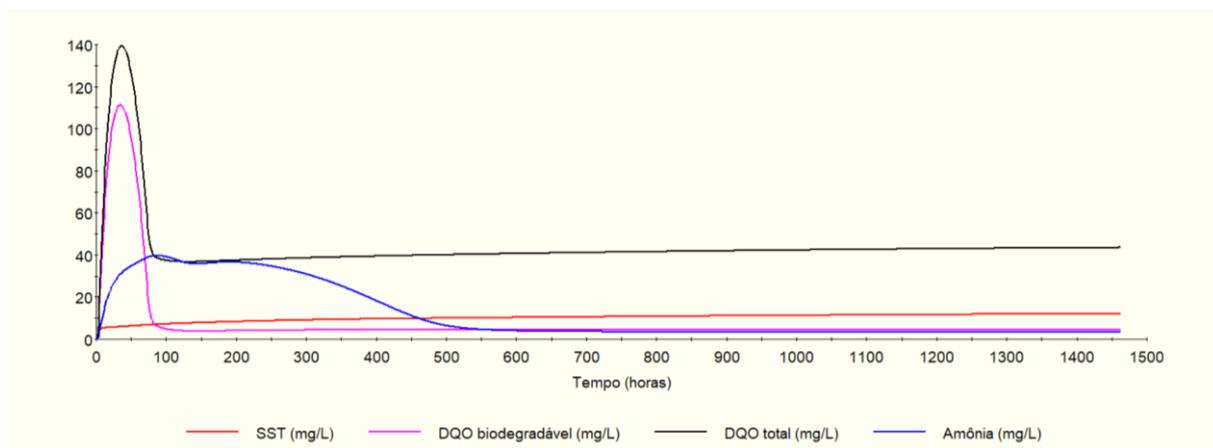
Os resultados representam o estado estacionário de funcionamento da ETE. Os valores simulados atingiram os critérios de parada para os parâmetros SST, DQO e amônia. O parâmetro DQOb, convertido para DBO₅ para fins de comparação, resultou em valor abaixo do esperado e não atendeu ao critério de parada. Apenas 4 dos 32 parâmetros padrão inseridos no *Stoat* para a calibração dos modelos ASM1+Version 3 foram alterados.

Na etapa de calibração com o ASM3, o modelo *Version 3* para o decantador secundário permaneceu com os mesmos valores ajustados aplicados na calibração utilizando o modelo ASM1. Optou-se por não alterar os parâmetros de calibração do modelo do sedimentador secundário para fins de comparação entre os modelos ASM1 e ASM3.

Com a modificação do IVL e da fração não sedimentável do sedimentador, as concentrações de DQO e SST atingiram o critério de parada. Para a calibração da concentração de amônia a taxa de respiração endógena dos microrganismos autotróficos aeróbios (ba_{O_2}) foi alterado para $0,015h^{-1}$ ($0,36 d^{-1}$). A faixa teórica típica desse parâmetro é a mesma aplicada a ba no modelo ASM1. O valor definido na calibração ficou um pouco acima das faixas usuais apresentadas na bibliografia. Apesar disto, optou-se por utilizar o valor resultante da calibração visto que somente este valor resultou na eficiência esperada para o sistema de lodos ativados deste estudo.

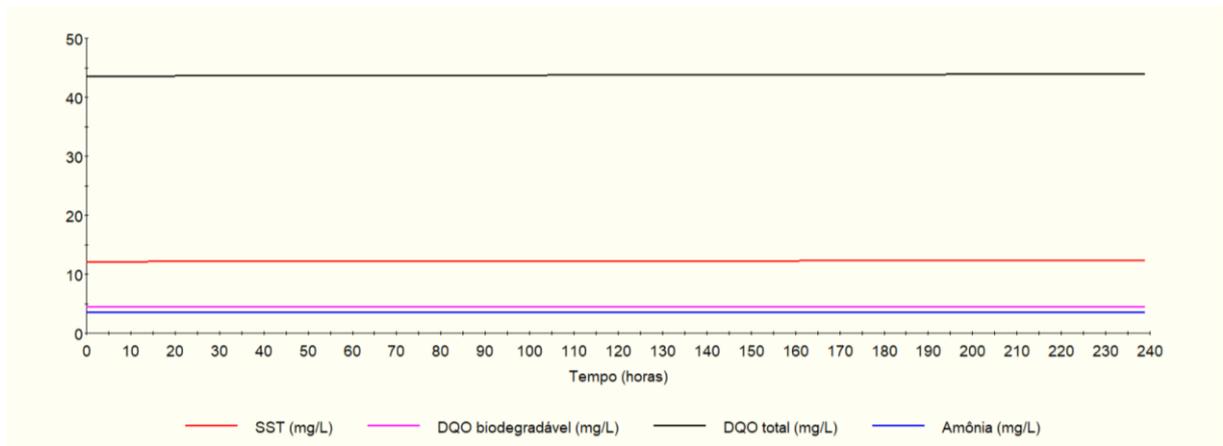
Feitas essas alterações, é apresentado na Figura 5-7 o resultado da simulação utilizando o modelo ASM3 para o tanque de aeração, e o modelo *Version 3* para o sedimentador secundário, calibrados. O tratamento foi simulado para um período correspondente a dois meses de operação do sistema de lodos ativados, considerado tempo suficiente para atingir estabilidade dos dados de saída.

Figura 5-7- ASM3: Simulação inicial com parâmetros calibrados



Nota-se que a concentração de amônia leva aproximadamente 500h (~20 dias) dias para estabilizar e as concentrações de DQOb, DQO e SST 100h (~4 dias). Com a estabilidade do tratamento alcançada, os resultados da simulação inicial serviram como ponto de partida para prever o tratamento pelo período de dez dias subsequentes. Na Figura 5-8 é apresentado o gráfico com o resultado da simulação final do tratamento.

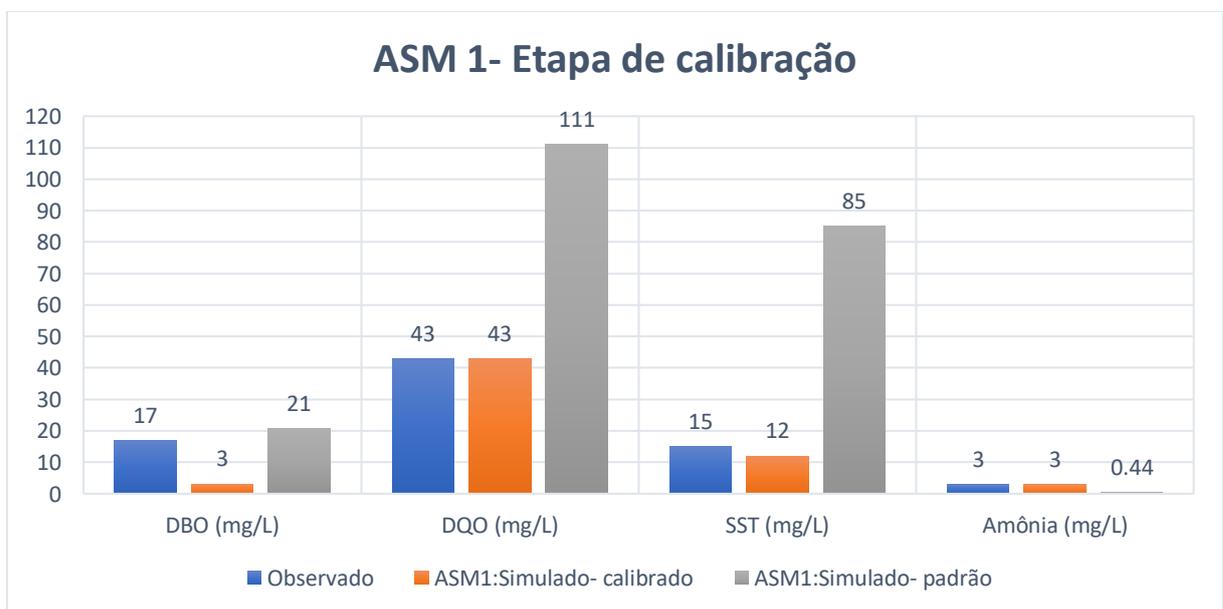
Figura 5-8- ASM3: Simulação em estado estacionário com parâmetros calibrados



Com essa condição, os parâmetros de DQO e SST atingiram o critério de parada. O parâmetro DQOb, convertido para DBO₅, em ambos os modelos foi subestimando. A possível causa desse resultado está na não adequação das relações utilizadas no fracionamento do esgoto bruto para o sistema de lodos ativados desse estudo. Apenas 3 dos 52 valores dos parâmetros de calibração padrão dos modelos ASM3+Version 3 foram alterados para atingir os critérios de parada.

Na Figura 5-9 são apresentadas as concentrações das variáveis simuladas utilizando o modelo ASM1 padrão, o ASM1 calibrado e os valores observados na ETE de estudo.

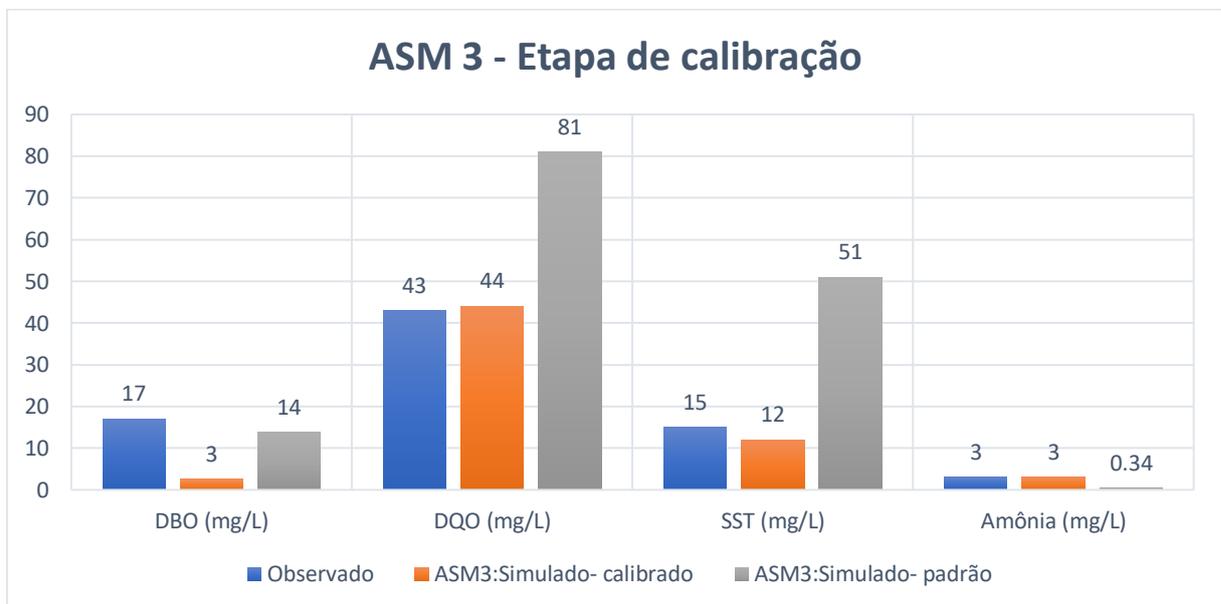
Figura 5-9- Resultado da etapa de calibração do modelo ASM1



Com base nos valores absolutos das concentrações das variáveis-alvo, é possível observar que os parâmetros simulados, DQO, SST e amônia, apresentaram correspondência satisfatória com os valores médios obtidos através dos dados de monitoramento padrão da ETE. Os intervalos de erro aceitável ficaram dentro do critério de parada estabelecido para cada uma das variáveis. A concentração de DBO₅ não atingiu os valores esperados nas simulações com o modelo calibrado.

Na Figura 5-10 são apresentados os valores das variáveis simuladas utilizando o modelo ASM3 padrão, ASM3 calibrado e os valores observados.

Figura 5-10- Resultado da etapa de calibração do modelo ASM3



Assim como ocorreu na simulação com o modelo ASM1, as concentrações de DQO, SST e amônia ficaram dentro da faixa de erro aceitável, estabelecido como critério de parada. A concentração de DBO₅ também não atingiu os valores esperados nas simulações com o modelo calibrado. Possivelmente isso deve-se ao fato de que o fracionamento teórico da concentração de DQO utilizado para ajustar os dados de entrada aos modelos não se adequou a ETE de estudo.

Deste modo, seria necessário realizar um estudo detalhado de caracterização das frações de DQO no esgoto bruto, com análises laboratoriais, ou com relações teóricas que melhor se adaptem a ETE de estudo. Como este estudo não compreendeu essas etapas, os resultados da etapa de calibração foram considerados satisfatórios para o objetivo do projeto de modelagem,

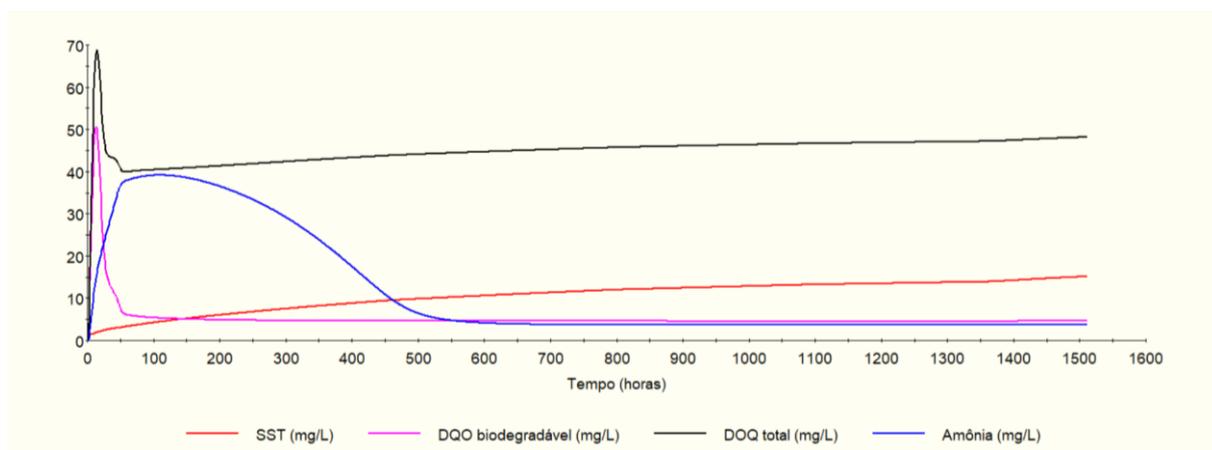
mesmo que os valores de DBO₅ não tenham atingido o critério de parada previamente estabelecido. Com isso deu-se seguimento a etapa de validação dos modelos.

Validação

Com os modelos ASM1 e ASM3 calibrados deu-se início a etapa de validação. As simulações foram executadas utilizando a mesma estruturação da ETE empregada na etapa de calibração. Somente foram alterados os dados de entrada nos modelos. Os dados inseridos como entrada nesta etapa correspondem aos valores de validação apresentados na Tabela 5-2.

O resultado da execução inicial com o modelo ASM1, correspondente ao período de dois meses de tratamento, é apresentado na Figura 5-11.

Figura 5-11- ASM1: Simulação inicial de validação

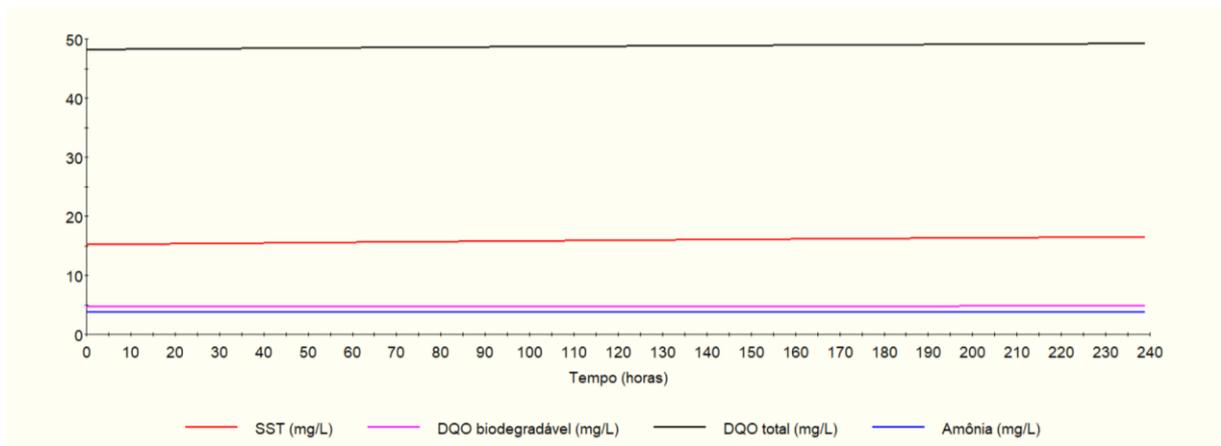


A simulação de validação ocorreu de forma semelhante à etapa de calibração até 1200 horas. Após esse tempo observou-se o aumento das concentrações de SST e DQO. Esse aumento ocorreu devido ao fato da concentração de DQO e SST afluente nos dados de entrada, ser mais elevadas nos dados de validação em comparação aos de calibração. Isso significa que o modelo foi sensível ao aumento das concentrações afluente, indicando que se o sistema operar nas condições estabelecidas na etapa de calibração e receber uma carga maior de DQO e SST no esgoto bruto, esses parâmetros também serão maiores no efluente tratado. Neste caso, para evitar esse aumento, mudanças na operação da planta poderiam ser efetuadas, como por exemplo, aumento da vazão de descarte do ELA.

O sistema demorou cerca de 650 horas (27 dias), correspondente ao período após a estabilização das concentrações de amônia, até 1200 horas simuladas para a concentração de SST e DQO começarem a aumentar. Analisando esta dinâmica de transição é possível inferir que as concentrações no efluente tratado não respondem de forma imediata a alterações nas condições de entrada do esgoto bruto.

Com a estabilidade do tratamento alcançada, os resultados da simulação inicial serviram como ponto de partida para prever o tratamento pelo período de dez dias subsequentes. Na Figura 5-12 é apresentado o gráfico com o resultado da simulação final do tratamento utilizando o modelo ASM1 e entrada com dados de validação.

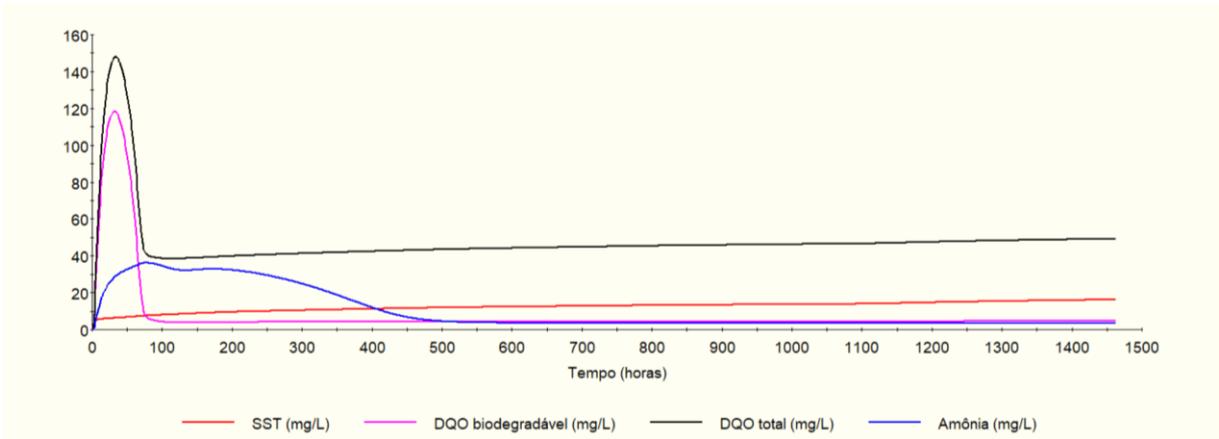
Figura 5-12- **ASM1**: Simulação em estado estacionário de validação



Os resultados do gráfico representam o funcionamento da ETE em estado estacionário. As concentrações de amônia e DQOb permaneceram praticamente inalteradas, e as de DQO e SST tendem a continuar aumentando, ainda que esse aumento seja lento. Esse aumento indica um possível desequilíbrio na operação do sistema.

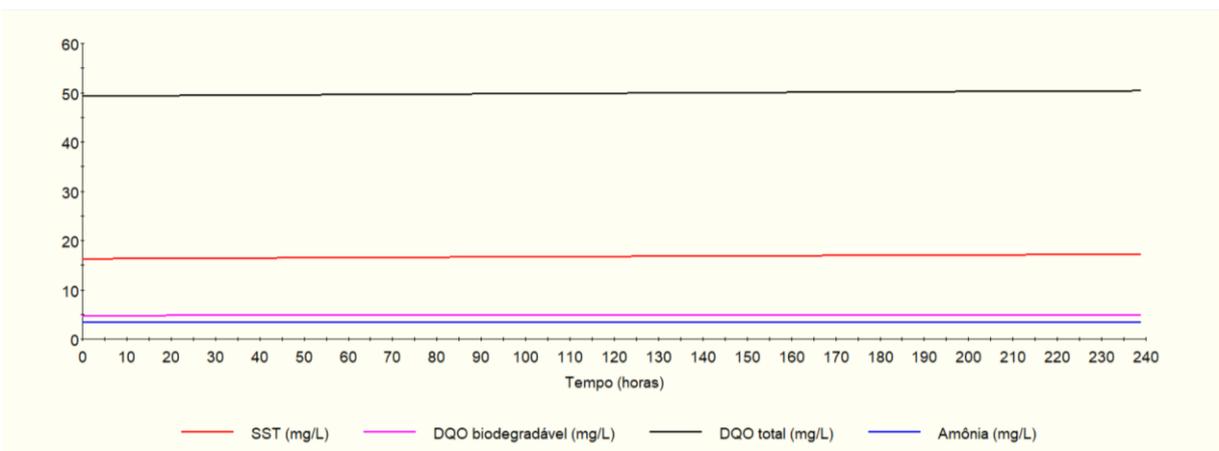
Ainda com a mesma estruturação da planta e das condições de entrada, o modelo ASM1 foi alterado para ASM3. O resultado da execução inicial com o modelo ASM3, correspondente ao período de dois meses de tratamento, é apresentado na Figura 5-13.

Figura 5-13- ASM3: Simulação inicial de validação



Com exceção das primeiras horas de simulação, até os resultados atingirem estabilidade, o modelo ASM3 se comporta da mesma forma que o modelo ASM1. As concentrações de amônia e DQOb no efluente tratado tendem ao estado estacionário, e de DQO e SST tendem a aumentar em consequência do aumento das concentrações desses parâmetros no esgoto bruto. Com a estabilidade do tratamento alcançada, os resultados da simulação inicial serviram como ponto de partida para prever o tratamento pelo período de dez dias subsequentes. Na Figura 5-14 é apresentado o gráfico com o resultado da simulação final do tratamento utilizando o modelo ASM3, e entrada com dados de validação.

Figura 5-14- ASM3: Simulação em estado estacionário de validação

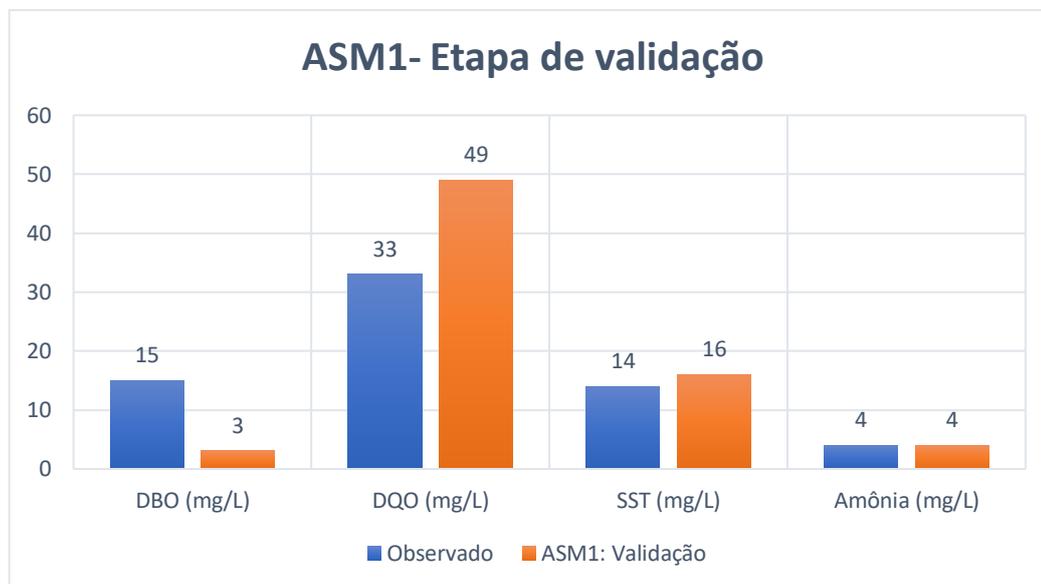


A simulação final demonstra o comportamento da ETE em estado estacionário. O comportamento das concentrações das variáveis-alvo utilizando o modelo ASM3 seguem a mesma tendência em comparação à simulação com o ASM1. As concentrações de DQOb e

amônia estabilizam, enquanto DQO e SST tendem a aumentar. Esse aumento contínuo dos parâmetros indica que possivelmente o sistema está sobrecarregado de sólidos, e o aumento da vazão de descarte do ELA poderia ajustar o tratamento.

É apresentada na Figura 5-15 a comparação dos valores médios de saída de DQO, SST e amônia simulados com o modelo ASM1, e DBO₅ calculada através da concentração simulada de DQOb, na etapa de validação, e a média efluente dos dados de validação observada na ETE.

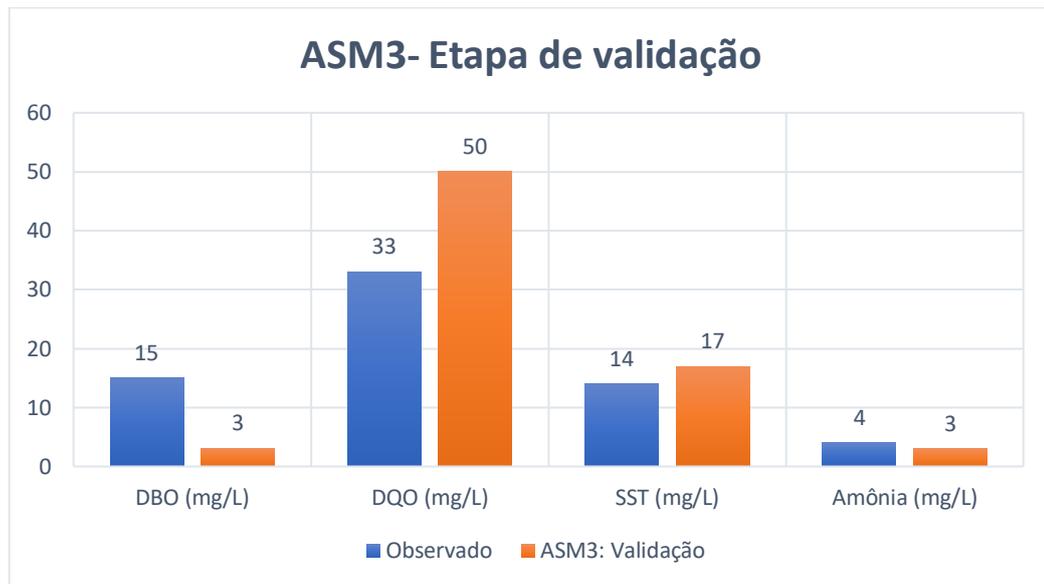
Figura 5-15- Resultado da etapa de validação do modelo ASM1



Analisando o gráfico é possível observar que os valores simulados de SST e amônia atingiram os critérios de parada satisfatoriamente. A concentração de DQO simulada resultou em um valor elevado em comparação ao esperado, não atingindo o critério de parada. A DBO continuou sendo subestimada.

Na Figura 5-16 é apresentada a comparação dos valores médios de saída de DQO, SST e amônia simulados com o modelo ASM3, e DBO₅ calculada através da concentração simulada de DQOb, na etapa de validação, e a média efluente dos dados de validação observada na ETE.

Figura 5-16- Resultado da etapa de validação do modelo ASM3

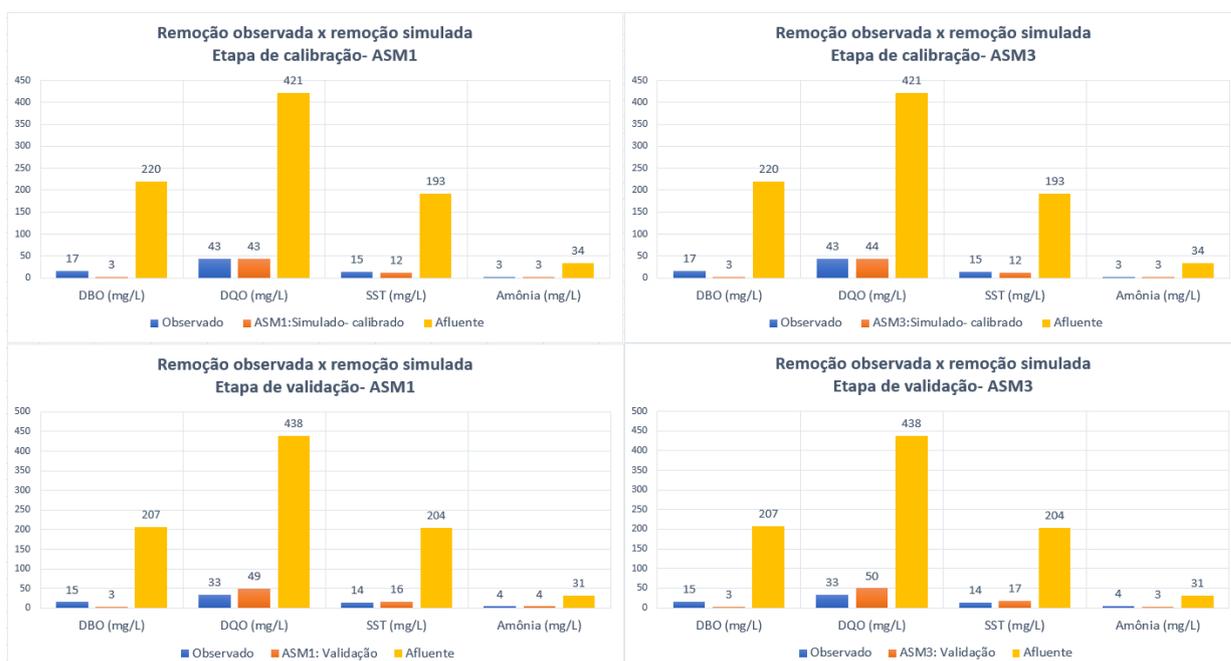


Assim como no modelo ASM1, os valores simulados de SST e amônia atingiram os critérios de parada satisfatoriamente. A concentração de DQO simulada resultou em uma concentração elevada não atingindo o critério de parada. A DQOb continuou sendo subestimada.

Calibração e validação- análise geral

De forma geral os parâmetros simulados atingiram valores realistas. Na Figura 5-17 são apresentados os gráficos das etapas de validação e calibração utilizando os modelos ASM1 e ASM3. Em cada gráfico são apresentadas as médias das concentrações de entrada observadas de cada variável-alvo, os valores de saída simulados, e de saída observados.

Figura 5-17- Comparações da remoção observada e simulada dos parâmetros analisados



A partir da comparação dos valores absolutos das concentrações de entrada nos modelos e concentrações de saída observadas e simuladas, é possível verificar que a remoção dos parâmetros nas simulações atingiu eficiências realistas.

No Quadro 5-3 apresentam-se as eficiências do tratamento, observadas e simuladas, das etapas de calibração e validação. Essas informações são comparadas com as respectivas eficiências referidas na literatura. Estão destacados no quadro os valores que não se enquadram na faixa de eficiência de referência.

Quadro 5-3- Eficiências de remoção dos parâmetros analisados nas etapas de calibração e validação

Parâmetro	ASM1	ASM3	Observada	Teórica*
DQO- etapa de calibração	90	90	90	85-90%
DQO- etapa de validação	89	89	93	
Amônia- etapa de calibração	91	91	91	85-95%
Amônia- etapa de validação	87	90	88	
SST- etapa de calibração	94	94	92	85-95%
SST- etapa de validação	92	92	93	
DBO- etapa de calibração	99	99	92	85-95%
DBO- etapa de validação	98	98	93	

Legenda: Valores fora da faixa de eficiência teórica.

*Eficiência teórica do tratamento por sistema de lodo ativado convencional. (VON SPERLING, 2005)

O fato da eficiência de remoção de DQO observada na etapa de validação estar acima da média de referência sugere que há possibilidade de erro no valor da média observada desse parâmetro. Assim, esse pode não representar a realidade do tratamento. Considerando essa hipótese, a concentração de DQO efluente observada seria maior que a média calculada, utilizada como dado de entrada na etapa de validação, e assim, os valores simulados com os modelos ASM1 e ASM3 apresentariam um melhor ajuste ao critério de parada. A remoção de DBO₅, calculada através da DQOb simulada, foi superestimada em ambas etapas.

Considerando as limitações e potencialidades dos resultados apresentados, as etapas de calibração e validação foram consideradas satisfatórias e aptas a serem utilizadas para análise de cenários. Mesmo que os valores de DBO₅ não tenham atingido os critérios de parada, os resultados das simulações foram realistas, de modo geral.

5.5 Análise de cenários

Os cenários foram analisados em relação a variação nos valores de temperatura, razão de retorno do lodo e vazão descarte do lodo excedente.

Variação de temperatura

Na Tabela 5-4 são apresentados os resultados das simulações realizadas com o modelo ASM1 e ASM3 sob diferentes condições de temperatura.

Tabela 5-4- Resultado dos parâmetros de saída em relação a variações da temperatura

Temperatura (°C)	DQOb (mg/L)		DBO ₅ * (mg/L)		DQO (mg/L)		SST (mg/L)		Amônia (mg/L)	
	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3
5	9	11	6	7	46	48	14	16	37	38
10	7	8	4	5	44	46	13	14	23	27
15	6	6	4	4	43	45	13	13	4	4
22 (base)	4	4	2	2	43	44	12	12	3	3
30	4	3	2	2	43	43	12	11	5	4

*Valor calculado com base na DQOb.

Os resultados de DQO, DBO₅ e SST no esgoto tratado diminuem com o aumento da temperatura. Essas variações corroboram com o estudo apresentado por Além Sobrinho (1983), que afirma que o aumento da temperatura ocasiona diminuição da DBO e DQO devido ao aumento da velocidade das reações de respiração pelo consumo do substrato e da respiração

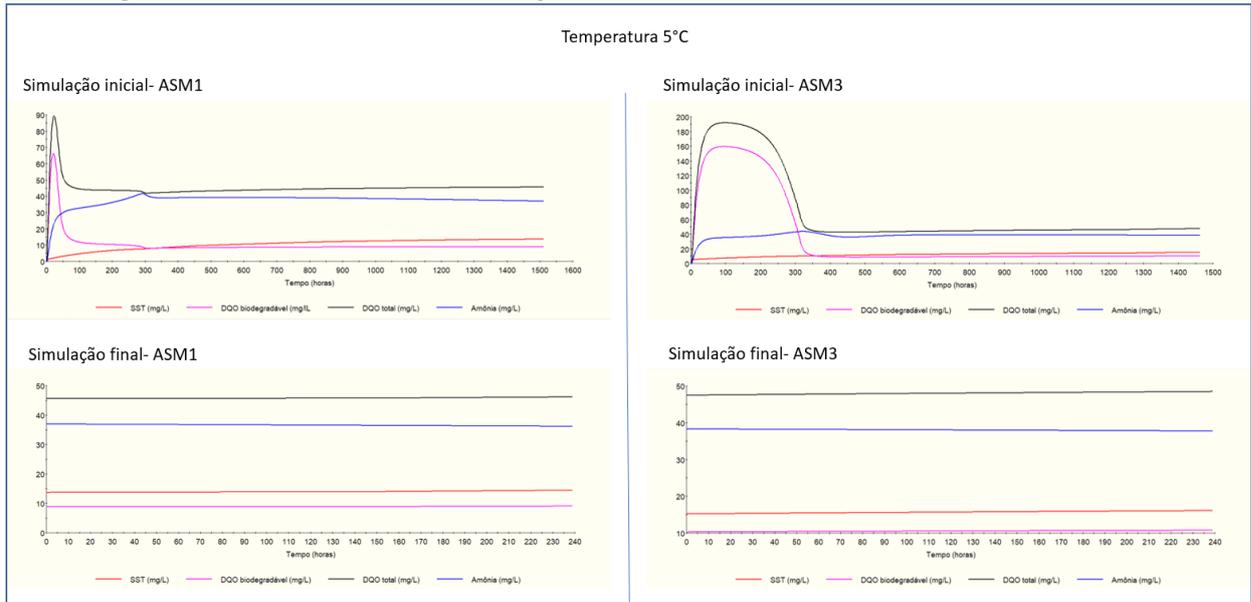
endógena. O autor também constatou que a variação da temperatura afeta a concentração de sólidos em suspensão no efluente final e, conseqüentemente, a eficiência global do sistema. Para temperaturas mais baixas (inferiores a 10°C) têm-se em geral maiores concentrações de sólidos em suspensão. Em temperaturas mais altas, devido a diminuição da viscosidade da água a floculação biológica e a sedimentação tendem a uma maior eficiência (ALÉM SOBRINHO, 1983).

Os valores de amônia simulados condizem com o estudo apresentado por Kim *et al.* (2006) que constataram que a velocidade de nitrificação diminui drasticamente quando a temperatura das águas se encontra abaixo de 10°C. Os resultados simulados com temperaturas de 5 e 10°C demonstram diminuição significativa da concentração de amônia. Em temperaturas inferiores a 15°C ocorre diminuição da atividade dos microrganismos autotróficos. Além disso, quando a temperatura decrescia a 10°C a eficiência da nitrificação pode decrescer a níveis menores do que 65%.

Em relação as concentrações de DBO, o padrão de variação definido pelos valores simulados segue o definido pelos valores reais, mas subestimam as concentrações dos valores esperados para todo o período estudado.

Os resultados obtidos para as concentrações de DBO, DQO, SST e amônia, utilizando os modelos ASM1 e ASM3 são bastante similares. O que diferencia os modelos é o comportamento inicial nas primeiras horas de simulação. Na Figura 5-18 são apresentados, lado a lado para fim de comparação entre o comportamento dos modelos ASM1 e ASM3, os gráficos resultantes de ambos os modelos em um cenário onde a temperatura do tanque de aeração é 5°C.

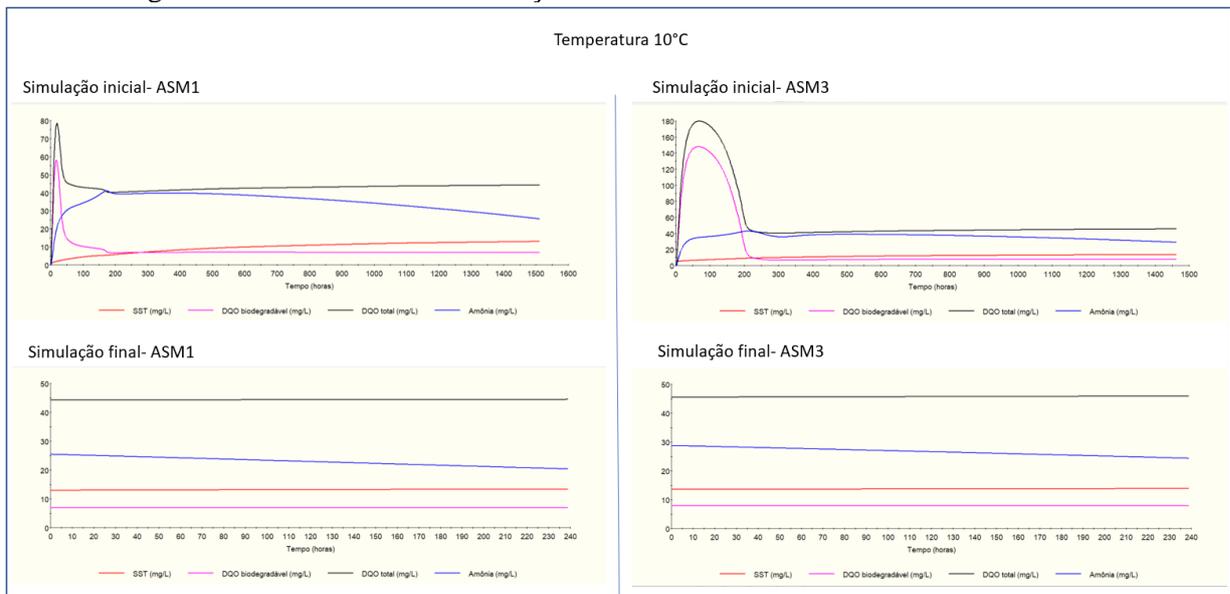
Figura 5-18- Resultado das simulações à 5°C utilizando os modelos ASM1 e ASM3



É possível observar que ambos os modelos demoram praticamente o mesmo tempo até estabilizar as condições iniciais da simulação. Porém, antes de atingir concentrações estáveis, o modelo ASM1 atinge um pico máximo de DQOb e DQO de aproximadamente 60 e 90 mg/L, respectivamente. No modelo ASM3 esses picos são maiores, atingindo cerca de 200 e 160 mg/L. Após as variações das condições iniciais, os modelos passam a responder de maneira bastante similar. Esse comportamento se repetiu nos demais cenários analisados.

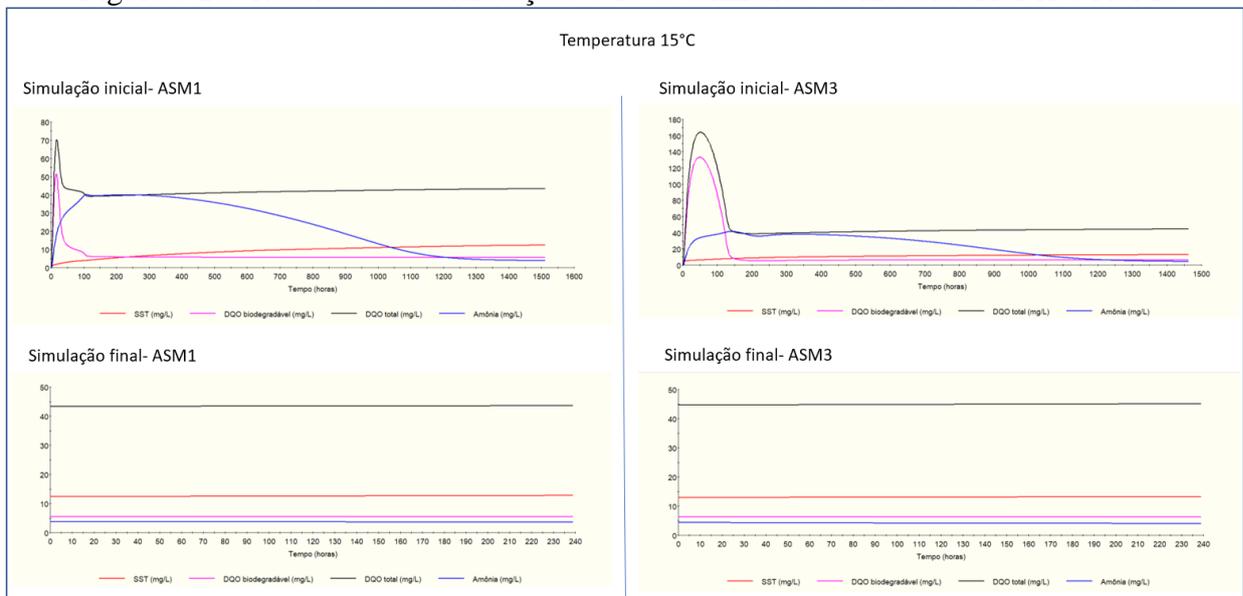
Os gráficos das simulações finais (Figura 5-18) demonstram que à temperatura de 5°C as concentrações de DQO, SST e DQOb estabilizam e de amônia tende a diminuir, porém a uma baixa velocidade. Aumentando a temperatura para 10°C, a velocidade de remoção de amônia aumenta consideravelmente, como demonstram os gráficos da Figura 5-19. Isso evidencia que a partir de 10°C os microrganismos autotróficos começam a recuperar a atividade metabólica.

Figura 5-19- Resultado das simulações à 10°C utilizando os modelos ASM1 e ASM3



Quanto maior a temperatura, menor o tempo de estabilização das condições iniciais. A partir da simulação com temperatura de 15°C, a concentração de amônia no esgoto tratado estabiliza, como demonstrado na Figura 5-20. Isso demonstra que a partir de 15°C os microrganismos autotróficos recuperam totalmente a atividade metabólica.

Figura 5-20- Resultado das simulações à 15°C utilizando os modelos ASM1 e ASM3



Variação da vazão de descarte do lodo

O descarte do ELA é um parâmetro operacional fundamental para manter o sistema equilibrado. Deve ser removida a quantidade ideal de lodo para que a biomassa presente no reator não reduza a ponto de resultar em um efluente com elevada carga orgânica e nem se eleve a ponto de reduzir a relação alimento/microrganismos. O TRS determina o excesso de lodo no reator biológico e esta quantidade obtida deve ser descartada para mantê-lo equilibrado.

Na Tabela 5-5 são apresentados os resultados das simulações realizadas com o modelo ASM1 e ASM3 sob diferentes vazões de descarte do lodo.

Tabela 5-5- Respostas dos parâmetros em relação a variações da vazão de descarte do lodo

Descarte do lodo (m ³ /h)	DQOb (mg/L)		DBO ₅ * (mg/L)		DQO (mg/L)		SST (mg/L)		Amônia (mg/L)	
	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3
0,5	5	5	3	3	45	47	16	17	3	3
1	4	4	2	2	43	44	13	13	3	3
1,75 (base)	4	4	2	2	43	44	12	12	3	3
3	4	4	2	2	41	41	9	9	4	4
5	4	4	2	2	40	40	7	7	5	5

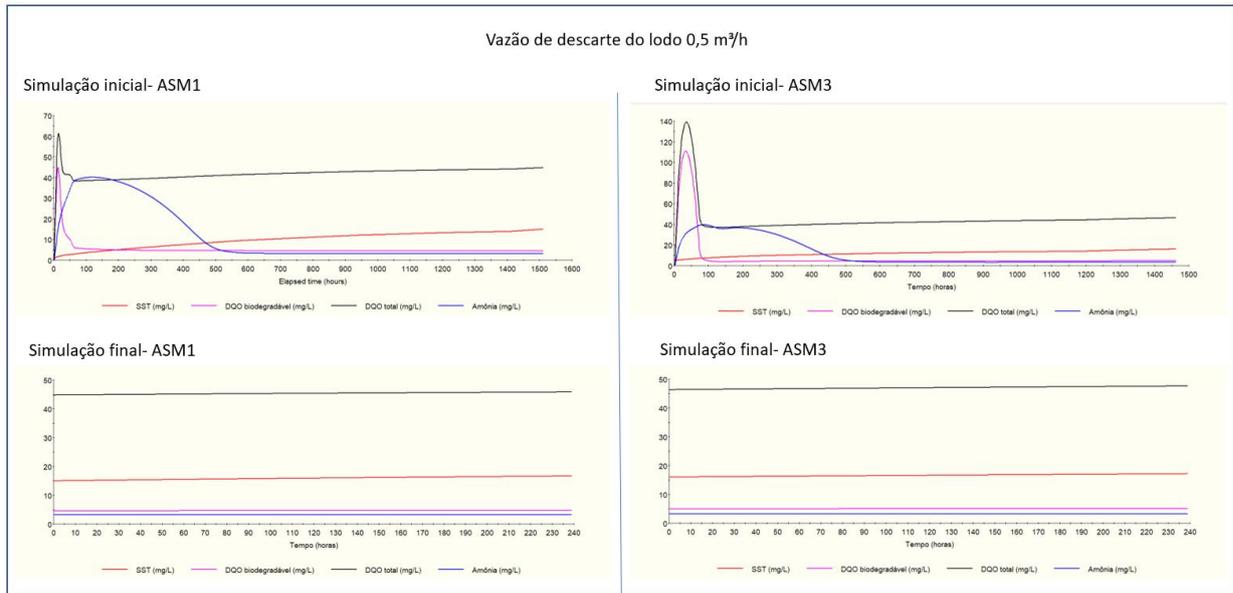
*Valor calculado com base na DQOb.

O aumento do descarte do ELA reduz o TRS (Metcalf & Eddy *et al.*, 2016). A redução do TRS afetou os microrganismos autotróficos e reduziu a eficiência de remoção de amônia. Dados publicados confirmam que a diminuição da idade do lodo, TRS, reduz a remoção de nitrogênio amoniacal. Isso porque as bactérias nitrificantes são organismos de crescimento lento e baixo rendimento celular e, por isso, necessitam de maiores tempos de retenção celular (NOCKO, 2008).

Os resultados também revelam que à medida que se reduziu a vazão de descarte do lodo a concentração de SST no efluente final aumentou. Sugere-se que esse aumento ocorreu devido ao acúmulo e arraste de lodo no sedimentador secundário. Por conta disso, a carga efluente de DQO do sistema também foi maior, já que boa parte da DQO efluente está em sua forma particulada e aderida a biomassa (SSV).

Na Figura 5-21 pode-se observar que considerando uma vazão de descarte do lodo de 0,5 m³/h, a menor vazão analisada, as concentrações de SST e DQO não só aumentaram, como tendem a continuar aumentando.

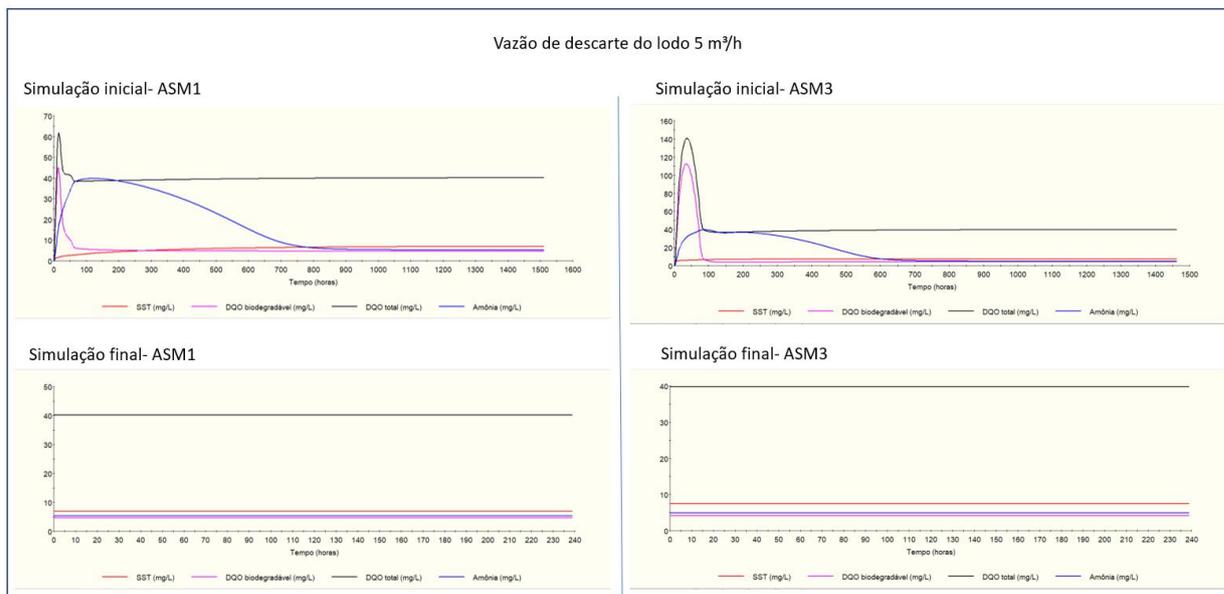
Figura 5-21- Resultado das simulações com vazão de descarte do lodo de 0,5 m³/h utilizando os modelos ASM1 e ASM3



Quando uma baixa quantidade de sólidos é descartada do sistema, a idade do lodo fica alta demais, a quantidade de bactérias tende a decair e os flocos biológicos começam a se desintegrar, ficando fracos, difusos e formando um lodo com IVL alto. Esse cenário ocasiona deficiência na sedimentabilidade do lodo e, conseqüentemente, arraste de SST junto com o efluente final. O ideal é o operador conseguir manter a idade do lodo dentro de uma faixa ideal para que os flocos biológicos comecem a desenvolver e tendam a ficar grandes, firmes e compactos, gerando um lodo com IVL baixo.

O cenário considerando vazão de descarte do lodo de 5 m³/h apresentou uma maior eficiência na remoção de SST e DQO, porém diminuiu a eficiência de remoção da amônia no efluente final, caracterizada por uma menor nitrificação. Na Figura 5-22 é possível observar que com vazão de descarte do lodo de 5 m³/h, a maior vazão analisada, as concentrações de SST e DQO estabilizam, sugerindo que um equilíbrio no sistema foi alcançado.

Figura 5-22- Resultado das simulações com vazão de descarte do lodo de 5 m³/h utilizando os modelos ASM1 e ASM3



Variação da razão de retorno do lodo

Referente aos cenários de variação da razão de RLA, os resultados revelam que à medida que se aumentou a razão de recirculação a remoção de amônia aumentou, a remoção de DQOb manteve-se praticamente inalterada e a remoção de SST e DQO diminuiu.

Na Tabela 5-6 são apresentados os resultados das simulações realizadas com o modelo ASM1 sob diferentes razão de retorno do lodo.

Tabela 5-6- Respostas dos parâmetros em relação a variações da razão de retorno do lodo

Razão de retorno do lodo	DQOb (mg/L)		DBO ₅ * (mg/L)		DQO (mg/L)		SST (mg/L)		Amônia (mg/L)	
	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3	ASM1	ASM3
0.25	4	4	2	2	39	39	6	6	6	5
0.75	4	4	2	2	41	41	9	10	4	5
1	4	4	2	2	41	42	9	10	4	4
1.5	4	4	2	2	42	43	10	11	4	4
2 (base)	4	4	2	2	43	44	12	12	3	3
4	5	5	3	3	44	45	13	13	3	3

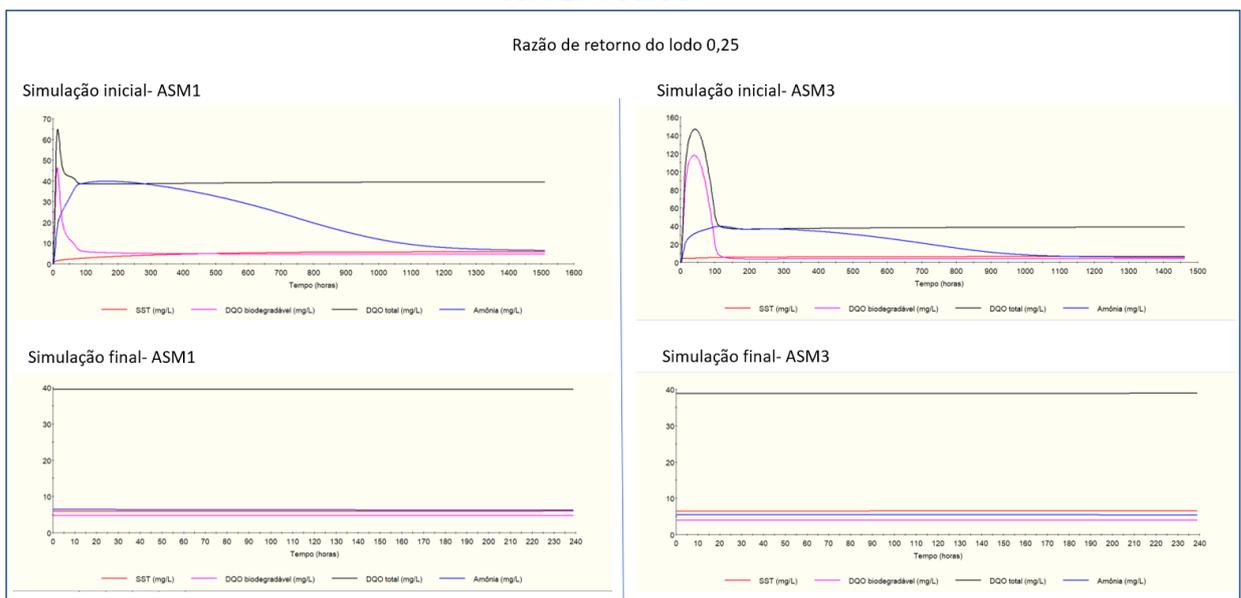
*Valor calculado com base na DQOb.

Com uma menor razão de recirculação, houve uma menor vazão na entrada do decantador secundário, resultando assim em uma melhor eficiência na remoção de SST. Com isso, a DQO também reduziu, já que boa parte da DQO está em sua forma particulada e

relacionada a biomassa (SSV). A diminuição dos sólidos em suspensão no tanque de aeração, consequência de menores razão de recirculação de lodo, prejudicou a nitrificação. O motivo dessa menor nitrificação é provavelmente ocasionada pela menor quantidade de biomassa disponível no reator para realizar a nitrificação.

Comparando os resultados obtidos com os modelos ASM1 e ASM3, percebe-se que os valores dos parâmetros analisadas respondem de maneira bastante similar a diferentes razões RLA em ambos os modelos. A diferença entre os modelos está durante o processo inicial de cálculo dos resultados. Na Figura 5-23 são apresentados os gráficos que exemplificam essa diferença.

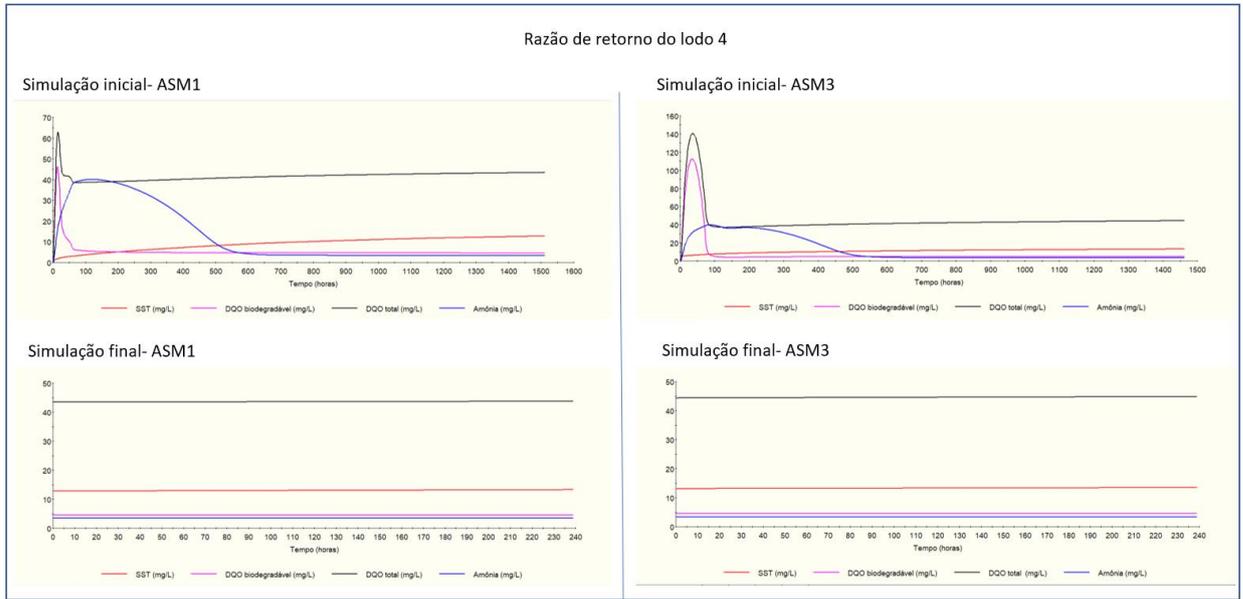
Figura 5-23- Resultado das simulações com razão de retorno 0,25 utilizando os modelos ASM1 e ASM3.



Nas primeiras horas simuladas, até iniciar o processo de estabilização das condições do tratamento, as variáveis DQO e DQOb simuladas com o modelo ASM1 atingem um pico máximo não muito superior ao valor de estabilização, enquanto no modelo ASM3 esse pico atinge a valores muito mais elevados. Os dois modelos levam o mesmo tempo para estabilizar essas variáveis, aproximadamente 100h. As variáveis SST e amônia respondem de forma bastante similar nos dois modelos.

Com uma razão de recirculação maior que a usual, como demonstrado na Figura 5-24, os resultados foram opostos. A DQO e SST sofreram um leve aumento e a nitrificação foi favorecida.

Figura 5-24- Resultado das simulações com razão de retorno 4 utilizando os modelos ASM1 e ASM3



6 CONCLUSÕES

Operação e monitoramento de uma ETE são etapas fundamentais na obtenção de resultados satisfatórios de eficiência do tratamento, e devem ser realizadas de forma individual para cada sistema, pelo fato de que cada ETE possui características singulares. A simulação computacional utilizando modelos matemáticos é uma ferramenta que auxilia nestes processos e vem sendo amplamente utilizada.

Este trabalho avaliou a aplicabilidade dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 calibrados com dados de monitoramento padrão de um sistema de lodos ativados, visando atender uma demanda prática de utilização de modelos matemáticos no auxílio à gestão de ETEs. O uso de valores médios permitiu a calibração em estado estacionário. Os modelos ASM1 e ASM3, utilizados para simulação do tanque de aeração, em conjunto com o modelo *Version 3*, utilizado para simulação do sedimentador secundário, foram capazes de se adaptar a ETE em operação após o ajuste de apenas quatro e três parâmetros de calibração, respectivamente.

Apesar das limitações que os modelos atuais ainda possuem, as simulações foram capazes de prever o tratamento da ETE, correspondendo satisfatoriamente em termos de eficiência de remoção de SST, DQO e amônia. Em relação a DBO_5 , as concentrações obtidas com ambos os modelos ficaram abaixo do valor esperado, devido a não adequação das relações teóricas de fracionamento da DQO de entrada nos modelos. Isso indica que a confiabilidade da modelagem está diretamente relacionada com a qualidade dos dados de entrada no modelo.

Os modelos calibrados foram utilizados para simular a resposta do tratamento em função da variação da vazão de descarte do lodo, da razão de recirculação do lodo, e da temperatura. Com base nos cenários analisados, os modelos ASM1 e ASM3 se mostraram como uma ótima ferramenta de predição da qualidade do tratamento em relação às possíveis variações dos parâmetros de operação e temperatura que a ETE está sujeita.

A utilização de dados de monitoramento padrão de ETEs não configura a situação ideal para estudos de modelagem, mas com o presente estudo demonstra-se, mais uma vez, que são ferramentas que podem ter elevada utilidade no cotidiano de qualquer gestor de ETE. Os modelos ASM1 e ASM3 podem ser utilizados como apoio no processo de gestão da ETE e desenvolver uma ferramenta de auxílio na tomada de decisões para otimização da operação do sistema, resultando assim, em uma melhora da eficiência no tratamento de esgotos, e conseqüentemente, refletir em uma melhora na qualidade ambiental.

Com os modelos calibrados, mais cenários podem ser testados para fornecer informações sobre o processo e auxiliar os técnicos no entendimento do tratamento, facilitando a correta operação da ETE. Através de uma análise dos cenários apresentados seria possível encontrar condições favoráveis de operação a fim de se obter uma determinada qualidade do efluente final em termos de DQO, SST e amônia. Porém, é importante lembrar que os resultados apresentados são resultados de modelagem considerando o sistema no estado estacionário, ou seja, as variações dinâmicas diárias da ETE não são consideradas. Sendo assim, deve-se ter cautela em levar os resultados dessa modelagem para a escala real, já que valores próximos aos limites da legislação podem ser ultrapassados em determinadas condições de operação.

O software *Stoat* mostrou-se bastante prático para a modelagem de sistemas de lodos ativados em operação. Em trabalhos futuros, seria interessante aprofundar outros aspectos como:

- proceder uma calibração mais rigorosa dos modelos, com a realização de uma ou mais campanhas intensivas de medição e realização de ensaios laboratoriais para coleta de dados relevantes para a calibração/validação do modelo;
- realizar análises laboratoriais para determinação das frações de DQO da ETE de estudo ou buscar referência teórica que melhor se adapte as condições específicas do esgoto bruto da ETE de estudo;
- realizar simulações dinâmicas recorrendo a séries de entrada contínuas em termos de quantidade e qualidade.

7 REFERÊNCIAS

- ALÉM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados- determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. In: **Revista DAE**, n. 132, p. 49–70, 1983.
- ANDRAKA, D.; PISZCZATOWSKA, I. K.; DAWIDOWICZ, J.; KRUSZYŃSKI, W. Calibration of Activated Sludge Model with Scarce Data Sets. In: **Journal of Ecological Engineering**, v. 19, p. 182–190, 2018.
- BENTO. A. P.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F.R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. In: **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.10, p. 329-338, 2005.
- BORZOOEI, S.; AMERLINCK, Y.; ABOLFATHI, S.; PANEPINTO, D.; NOPENS, I.; LORENZI, E.; MEUCCI, L.; ZANETTI, M. C. Data scarcity in modelling and simulation of a large-scale WWTP: Stop sign or a challenge. In: **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p.10-20, 2019.
- BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico, altera a Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, a Lei nº 8.036, de 11 de maio de 1990, a Lei nº 8.666, de 21 de junho de 1993, e a Lei nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995, e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília, 2007.
- _____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab**. Brasília, 2013. Disponível em:<http://www.cidades.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/plansab_06-12-2013.pdf>. Acesso em: março de 2019.
- _____. **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, 2011.
- ÇINAR, Ö.; DAIGGER, G.T.; GRAEF, S.P. Evaluation of IAWQ Activated Sludge Model No. 2 using steady-state data from four full-scale wastewater treatment plants. In: **Water Environment Research**, 70 (6), p.1216–1224, 1998.
- COPP, J.B. **The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual**. Office for Official Publications of the European Community. Luxembourg. ISBN 92-894-1658-0. 154 p., 2002.
- DOLD, P.; EKAMA, G.A.; MARAIS, G.V.R. A general model for the activated sludge process. In: **Water Pollution Research and Development**, 12 (6), p. 47-77, 1981.
- GERNAEY, K.V.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HENZE, M.; LIND, M.; JØRGENSEN S.B. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. In: **Environmental Modelling & Software**, v. 19, p. 763-783, 2004.

GUJER, W. Activated sludge modelling: past, present and future. In: **Water Science and Technology**, v. 53(3), p. 111 – 119, 2006.

GUJER, W.; HENZE M. Activated sludge modelling and simulation. In: **Water Science and Technology**, v. 23, p. 1011 – 1023, 1991.

GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M.C.; MARAIS, G.v.R. **Activated Sludge Model No. 2: biological phosphorus removal**. Londres: IAWQ Scientific and Technical Report No. 3; International Association on Water Quality (IWA), 1995, London, U.K.

GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Activated Sludge Model N^o. 3. In: **Water Science and Technology**, v. 39, p. 183–193, 1999.

HAUDUC, H.; GILLOT, S.; RIEGER, L.; SHAW, A.; TAKACS, I.; WINKLER, S. Activated sludge modelling in practice: An international survey. In: **Water Science and Technology**, v.60, p.1943–1951, 2009.

HAUDUC, H.; RIEGER, L.; OEHMEN, A.; VAN LOOSDRECHT, M.C.; COMEAU, Y.; HÉDUIT, A.; VANROLLEGHEM, P.A.; GILLOT, S. Critical review of activated sludge modeling: state of process knowledge, modeling concepts, and limitations. In: **Biotechnology and Bioengineering**, v. 110(1), p. 24-46, 2013.

HENZE, M.; GRADY, C.P.L.; GUJER, W.; MARAIS, G.V. R.; MATSUO, T. **Activated Sludge Model N^o. 1**. Londres: IAWPRC Scientific and Technical Report N^o. 1; International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPC), 1987, London, U.K.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V.R.; (1995). **Activated Sludge Model N^o. 2**. IAWQ Scientific and Technical Reports, N^o.3. IAWQ. Londres.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V.R.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Activated sludge model N^o.2D, ASM2D. In: **Water Science and Technology**, v. 39, ISSN 0273-1223, p.165-182, 1999.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. **Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3**. Londres: IWA Scientific and Technical Report N^o. 9. IWA Publishing, 2000, London, UK.

HULSBEEK, J.J.W.; KRUIT, J.; ROELEVELD, P.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. A Practical Protocol for Dynamic Modeling of Activated Sludge Systems. In: **Water Science and Technology**, v. 45, p. 127–136, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

JENKINS, D.; WANNER, J. (Ed). **Activated sludge – 100 years and counting**. Londres: IWA, 2014.

KIM, D.J.; LEE, D.I.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. In: **Bioresource Technology**, v. 97, n. 3, p. 459-468, 2006.

LANGERGRABER, G.; RIEGER, L.; WINKLER, S.; ALEX, J.; WIESE, J.; OWERDIECK C.; AHNERT, M.; SIMON, J.; MAURER, M. A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. In: **Water Science and Technology**, v. 50 (7), p. 131-138, 2004.

LEVY, A.L.L. **Modelagem e análise de sensibilidade do processo de tratamento de lodo ativado com reciclo**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

LIWARSKA-BIZUKOJC, E.; OLEJNIK, D.; BIERNACKI, R.; LEDAKOWICZ, S. Calibration of a complex activated sludge model for the full-scale wastewater treatment plant. In: **Bioprocess and Biosystems Engineering**, p. 659-670, 2011.

LIU, C.; LI, S.; ZHANG, F. The oxygen transfer efficiency and economic cost analysis of aeration system in municipal wastewater treatment plant. In: **Energy Procedia**, v.5, p. 2437-2443, 2011.

MAKINIA, J.; SWINARSKI, M.; DOBIEGALA, E. Experiences with computer simulation at two large wastewater treatment plants in northern Poland. In: **Water Science and Technology**, v. 45, p. 209-218, 2002.

MARTIN, C.; VANROLLEGHEM, P. A. Analysing, completing, and generating influent data for WWTP modelling: A critical review. In: **Environmental Modelling & Software**, v.60, p. 188-201, 2014.

MELCER, H.; DOLD, P. L.; JONES, R. M.; BYE, C. M.; TAKACS, I.; STENSEL, H. D.; WILSON, A. W.; SUN, P.; BURY, S. **Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling**. Water Environment Research Foundation: Alexandria, 2003.

METCALF & EDDY; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Hespagnol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

NELSON, M.I.; SIDHU, H.S. Analysis of the activated sludge model (number 1). In **Applied Mathematics Letters**. v. 22, p. 629-635, 2009.

NOCKO, L.M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

NOWAK, O.; FRANZ A.; SVARDAL K.; MULLER V.; KUHN V. Parameter estimation for activated sludge models with help of mass balances. In: **Water Science and Technology**, v. 39, p. 113-120, 1999.

OLIVEIRA, S.M.A.C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. Tese (Doutorado)- Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

OLSSON, G.; NEWELL, B. **Wastewater Treatment Systems: Modelling, Diagnosis and Control**. IWA Publishing, 1999, London, U.K.

ONU BR- NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em :< <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>>. Acesso em: 13 de mar. de 2019.

PETERSEN, B.; GERNAEY, K.; HENZE, M.; VANROLLEGHEM, P.A. Calibration of activated sludge models: a critical review of experimental designs. In: **Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modeling, Waste Gas Handling**. The Netherlands: Springer, p. 101-186, 2000.

_____. Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal–industrial wastewater treatment plant. In: **Journal of Hydroinformatics**, v. 4, p. 15-38, 2002.

PISTORELLO, J. **Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

RIEGER, L.; GILLOT, S.; LANGERGRABER, G.; OHTSUKI, T.; SHAW, A.; TAKÁCS, I.; WINKLER, S. **Guidelines for Using Activated Sludge Models**. Londres: IWA Scientific and Technical Report N°. 22, 2013, London, UK: IWA Publishing.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução Consema nº 355**, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017.

RODRIGUEZ-GARCIA, G.; MOLINOS-SENANTE, M.; HOSPIDO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. In: **Water Research**. v. 45, p. 5997-6010, 2011.

ROELEVELD, P.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Experience with Guidelines for Wastewater Characterization in The Netherlands. In: **Water Science and Technology**, 45 (6), p. 77–87, 2002.

ROSSLE, W. H., PRETORIUS, W. A. A review of characterisation requirements for in-line fermenters Paper 1: Wastewater characterization. In: **Water SA**, n. 3, v. 27, 2001

SANTOS, E., V., M., dos. **Estratégia para predominância de organismos acumuladores de fósforo em sistemas de lodo ativado e respirometria aplicada à biofosfatação**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

SERDAREVIC, A.; DZUBURA, A. Wastewater process modeling. In: **Coupled Systems Mechanics**. v. 5, 2016, p. 21-39.

SIN, G.; VAN HULLE, S.W.H.; DE PAUW, D. J.W.; VAN GRIENSVEN, A.; VANROLLEGHEM, P.A. A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis, In: **Water Research**, v. 39, p. 2459-2474, 2005.

SOCHACKI, A.; KNODEL J.; GEISSEN, S.-U.; ZAMBARDA, V.; BERTANZA, G.; PLONKA, L. **Modelling and simulation of a municipal WWTP with limited operational data**. In: Polish-Swedish-Ukrainian Seminar, Estocolmo, Suécia, setembro 23-35, 2009.

SOCHACKI, A., KUBIATOWICZ, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ÓWIKŁA, J. Plant-wide modelling and simulation using steady-state data: a case study of the Gliwice WWTP, Poland. In: **Water Practice & Technology**, 8(1), 2013.

VANROLLEGHEM, P.A.; JEPSSON, U.; CARSTENSEN, J.; CARLSSON, B.; OLSSON, G. Integration of wastewater treatment plant design and operation — a systematic approach using cost functions. In: **Water Science and Technology**. v. 34, p.159-171, 1996.

VANROLLEGHEM, P. A.; INSEL, G.; PETERSEN, B.; SIN, G.; DE PAUW, D.; NOPENS, I.; WEIJERS, S.; GERNAEY, K. 2003. A Comprehensive Model Calibration Procedure for Activated Sludge Models. In: **Proceedings WEF 26th Annual Technical Exhibition and Conference** (WEFTEC, 2003), Los Angeles, CA, USA, p. 11–15, 2003.

VANHOOREN, H., NGUYEN, K. VANROLLEGHEM, P.A.; SPANJERS, H. **Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies**, p. 33, 1996.

VOLCKE, E.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; VANROLLEGHEM, P.A. Continuity-based model interfacing for plant-wide simulation: a general approach. In: **Water Research**, v. 40, p. 2817–2828, 2006.

VON SPERLING, M., FRÓES, C. M. V. Dimensionamento e controle de decantadores secundários com base em uma abordagem integrada e simplificada da teoria do fluxo de sólidos. In: **Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, v. 3, n. 1/2, p. 42-54, 1998.

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

Water Environment Federation. **Wastewater Treatment Process Modeling, MOP31**. 2nd Edition 2014. McGraw-Hill Professional, 2014, Access Engineering.

WRc STOAT. **User Guide**. UK Urban Pollution Management, 1999.

ANEXO A

Notação matricial do modelo ASM1.

Component		i											Process rate, p_i		
j	Process	1 S_i	2 S_s	3 X_i	4 X_s	5 $X_{S,H}$	6 $X_{S,A}$	7 S_O	8 S_{NO}	9 S_{NH}	10 S_{ND}	11 X_{ND}			
1	Aerobic growth of heterotrophs		$-1/Y_H$			1		$\frac{Y_H-1}{Y_H}$						$\hat{\mu}_H \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_{B,H}$	
2	Anoxic growth of heterotrophs		$-1/Y_H$			1			$\frac{Y_H-1}{2.86 Y_H}$					$\eta_B \hat{\mu}_H \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} X_{B,H}$	
3	Aerobic growth of autotrophs						1	$\frac{Y_A-4.57}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$					$\hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_{B,A}$	
4	'Decay' of heterotrophs			f_p	$1-f_p$	-1								$i_{XB} f_p i_{XP} b_H X_{B,H}$	
5	'Decay' of autotrophs			f_p	$1-f_p$		-1							$i_{XA} f_p i_{AP} b_A X_{B,A}$	
6	Ammonification of soluble organic nitrogen									1	-1			$k_a S_{ND} X_{B,H}$	
7	'Hydrolysis' of entrapped organics		1		-1									$k_h \frac{X_s}{K_X X_T + X_s} \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} + \eta_b \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{BH}$	
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen										1	-1		$p_7 \frac{X_{ND}}{S_s}$	
Stoichiometric parameters: Heterotrophic yield Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_p Mass N/mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/mass COD in products from biomass: i_{XP}		Soluble inert organic matter	Readily biodegradable substrate	Particulate inert organic matter	Slowly biodegradable substrate	Active heterotrophic biomass	Active autotrophic biomass	Oxygen (negative COD)	Nitrate and nitrite nitrogen	Ammonium nitrogen	Soluble biodegradable organic nitrogen	Particulate biodegradable organic nitrogen	Kinetic parameters: Heterotrophic growth and decay: $\mu_H, K_s, K_{O,H}, K_{NO}, b_H$ Autotrophic growth and decay: $\mu_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_A$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_B Ammonification: k_a Hydrolysis: k_h, K_X Correction factor for anoxic hydrolysis: η_b		

Notação matricial do modelo ASM3:

Matriz das relações estequiométricas no ASM3.

j v	Process	Component i >												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
expressed as >		S _O	S _I	S _S	S _{NH}	S _{N2}	S _{NO}	S _{HCO}	X _I	X _S	X _H	X _{STO}	X _A	X _{TS}
		O ₂	COD	COD	N	N	N	Mole	COD	COD	COD	COD	COD	TSS
1	Hydrolysis		f _{SI}	x ₁	y ₁			z ₁		-1				-i _{X_S}
Heterotrophic organisms, denitrification														
2	Aerobic storage of COD	x ₂		-1	y ₂			z ₂				Y _{STO,O2}		t ₂
3	Anoxic storage of COD			-1	y ₃	-x ₃	x ₃	z ₃				Y _{STO,NO}		t ₃
4	Aerobic growth	x ₄			y ₄			z ₄			1	-1/Y _{H,O2}		t ₄
5	Anoxic growth (denitrification)				y ₄	-x ₅	x ₅	z ₅			1	-1/Y _{H,NO}		t ₅
6	Aerobic endog. respiration	x ₆			y ₆			z ₆	f ₁		-1			t ₆
7	Anoxic endog. respiration				y ₇	-x ₇	x ₇	z ₇	f ₁		-1			t ₇
8	Aerobic respiration of X _{STO}	x ₈										-1		t ₈
9	Anoxic respiration of X _{STO}					-x ₉	x ₉	z ₉				-1		t ₉
Autotrophic organisms, nitrification														
10	Nitrification	x ₁₀			y ₁₀		1/Y _A	z ₁₀					1	t ₁₀
11	Aerobic endog. respiration	x ₁₁			y ₁₁			z ₁₁	f ₁				-1	t ₁₁
12	Anoxic endog. respiration				y ₁₂	-x ₁₂	x ₁₂	z ₁₂	f ₁				-1	t ₁₂
Composition matrix $\iota_{k,l}$														
k	Conservatives													
1	COD	g COD	-1	1	1		-1.71	-4.57		1	1	1	1	1
2	Nitrogen	g N		i _{NSI}	i _{NSS}	1	1	1		i _{NXI}	i _{NXS}	i _{NBM}		i _{NBM}
3	Ionic charge	Mole +				1/14		-1/14	-1					
Observables														
4	TSS	g TSS								i _{TSXI}	i _{TSXS}	i _{TSBM}	0.60	i _{TSBM}

Expressões de taxa cinética no ASM3

j	Process	Process rate equation ρ_j , all $\rho_j \geq 0$
1	Hydrolysis	$k_H \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
Heterotrophic organisms, denitrification		
2	Aerobic storage of COD	$k_{STO} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
3	Anoxic storage of COD	$k_{STO} \cdot \eta_{NO} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
4	Aerobic growth	$\mu_H \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{HCO}}{K_{HCO} + S_{HCO}} \cdot \frac{X_{STO} / X_H}{K_{STO} + X_{STO} / X_H} \cdot X_H$
5	Anoxic growth (denitrification)	$\mu_H \cdot \eta_{NO} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{HCO}}{K_{HCO} + S_{HCO}} \cdot \frac{X_{STO} / X_H}{K_{STO} + X_{STO} / X_H} \cdot X_H$
6	Aerobic endogenous respiration	$b_{H,O2} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot X_H$
7	Anoxic endogenous respiration	$b_{H,NO} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_H$
8	Aerobic respiration of X_{STO}	$b_{STO,O2} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot X_{STO}$ $b_{STO,O2} \geq b_{H,O2}$
9	Anoxic respiration of X_{STO}	$b_{STO,NO} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_{STO}$ $b_{STO,NO} \geq b_{H,NO}$
Autotrophic organisms, nitrification		
10	Nitrification	$\mu_A \cdot \frac{S_O}{K_{A,O} + S_O} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{A,NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{HCO}}{K_{A,HCO} + S_{HCO}} \cdot X_A$
11	Aerobic endogenous respiration	$b_{A,O2} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot X_A$
12	Anoxic endogenous respiration	$b_{A,NO} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_A$